

УДК 504.4.054; 504.4.06,504.4.054; 504.4.06,502.3/.7/504:338

КП 87.19.02

№ держреєстрації 0119U103497

Інв. №

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

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

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

ЗВІТ
ПРО НАУКОВО - ДОСЛІДНУ РОБОТУ
«Розробка методології та методичного забезпечення екологічних
ризиків морегосподарської діяльності»

Етап 1. РОЗРОБКА МЕТОДОЛОГІЇ ОЦІНКИ ЕКОЛОГІЧНИХ
РИЗИКІВ МОРЕГОСПОДАРСЬКОЇ ДІЯЛЬНОСТІ
(проміжний)

Науковий керівник НДР
канд. хім. наук

М.Ю. Павленко

2019

Рукопис закінчена 27 грудня 2019 року

Результати цієї роботи розглянуто Вченою радою УкрНЦЕМ,
протокол від 23 січня 2020 р. № 1

СПИСОК АВТОРІВ

<p>Відповідальний виконавець, завідувач сектором дослідження атмосферного забруднення приморських територій відділу НОМПЕЕіА, канд. техн. наук</p>	<hr style="border: 1px solid black;"/> <p>(підпис)</p> <hr style="border: 1px solid black;"/> <p>(дата)</p>	<p>Л.В. Мацокін (вступ; висновки; розділи 1-3)</p>
--	---	--

Виконавці:

<p>Пров. наук. співроб. сектором дослідження атмосферного забруднення приморських територій, д-р екон. наук, старш. наук співроб.</p>	<hr style="border: 1px solid black;"/> <p>(підпис)</p> <hr style="border: 1px solid black;"/> <p>(дата)</p>	<p>К.Е. Шурда (вступ; розділ 2.1)</p>
---	---	--

<p>Мол. наук. співроб. сектором дослідження атмосферного забруднення приморських територій</p>	<hr style="border: 1px solid black;"/> <p>(підпис)</p> <hr style="border: 1px solid black;"/> <p>(дата)</p>	<p>А.О. Мальована (розділ 3.1)</p>
--	---	--

<p>Мол. наук. співроб. відділу НОМПЕЕіА</p>	<hr style="border: 1px solid black;"/> <p>(підпис)</p> <hr style="border: 1px solid black;"/> <p>(дата)</p>	<p>Ю.О. Котельнікова (розділ 3.1)</p>
---	---	---

РЕФЕРАТ

Звіт про НДР: стор. - 90, табл. - 5, рис. - 2, формул - 30, джерел - 78.

МОРСЬКА ЕКОСИСТЕМА, ВПЛИВ МОРЕГОСПОДАРСЬКОЇ ДІЯЛЬНОСТІ, СТІЙКІСТЬ МОРСЬКИХ ЕКОСИСТЕМ, ЕКОЛОГІЧНІ РИЗИКИ, ВТРАТА СТІЙКОСТІ МОРСЬКИХ ЕКОСИСТЕМ, ЕКОСИСТЕМНІ ПОСЛУГИ, ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНІ ЗБИТКИ.

Об'єкт дослідження – морська господарська діяльність; предмет дослідження – екологічні ризики морегосподарської діяльності.

Мета роботи – розробка методології оцінки екологічних ризиків морегосподарської діяльності

Розроблено методологію оцінки екологічних ризиків морегосподарської діяльності з урахуванням втрати стійкості стану біотичних і абіотичних компонент морського середовища, а також величини збитку, що наноситься морегосподарською діяльністю. Розроблена методологія може бути використана у різних напрямках досліджень морських екосистем.

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ І СКОРОЧЕНЬ	5
ВСТУП.....	6
1 МЕТОДОЛОГІЧНА ОСНОВА ДОСЛІДЖЕННЯ МОРСЬКИХ ЕКОСИСТЕМ.....	8
1.1 Методологія дослідження складних систем, включаючи і морські екосистеми	8
2 МЕТОДОЛОГІЯ ОЦІНКИ СТАНУ І СТІЙКОСТІ ФУНКЦІОНУВАННЯ ЕКОЛОГІЧНИХ СИСТЕМ	16
2.1 Основні підходи до оцінки стану екологічних систем.....	16
2.2 Методологія оцінки стану морських екосистем на базі індексного підходу	18
2.3 Методологія оцінки стану морських екосистем на базі теорії подібності.....	20
2.4 Методологія оцінки стійкості стану морських екосистем	31
2.5 Методи математичного моделювання стійкості морських екосистем	38
2.6 Методи інтегральної оцінки стійкості природних екосистем	43
3 МЕТОДОЛОГІЯ ОЦІНКИ РИЗИКІВ МОРСЬКОГО ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ	60
3.1 Основні положення оцінки ризиків природних систем.....	60
3.2 Методологія оцінки екологічних ризиків на базі теорії динамічних систем	63
ВИСНОВКИ	67
ПЕРЕЛІК ДЖЕРЕЛ ПОСИЛАННЯ	69
ДОДАТОК.....	78

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ І СКОРОЧЕНЬ

АЗЧБ	–	Азово-Чорноморський басейн
ВКШ	–	верхній квазіоднородний шар
ГДК	–	гранично допустима концентрація
ДЕС	–	добрий екологічний стан
ЕН	–	показник екологічної надійності вод
ЗР	–	забруднюючі речовини
КПЕС	–	комплексний показник екологічного стану
ЛОШ	–	лімітуюча ознака шкідливості
НДР	–	науково дослідна робота
ПЗЧМ	–	північно-західна частина Чорного моря
УкрНЦЕМ	–	Український науковий центр екології моря
ЧМ	–	Чорне море
BEAST	–	методика HELCOM оцінки якості і трофності вод
DIN	–	сума розчиненого мінерального азоту
DIP	–	сума розчиненого мінерального фосфору
EQR	–	показник трофності і якості вод (Trophic index)
IASE	–	Комплексна оцінка стійкого існування
N(NH ₄)	–	азот амонійний
N(NO ₂)	–	азот нітрітний
N(NO ₃)	–	азот нітратний
P(PO ₄)	–	фосфати
Si	–	кремній
TN	–	загальний азот
TP	–	загальний фосфор
WFD	–	Водна Рамкова Директива (Water Framework Directive)

ВСТУП

Морські екосистеми є одними з найпродуктивніших природних екосистем. Однак в сучасний період спостерігається їх деградація, що пов'язано з інтенсифікацією морегосподарської діяльності та інших факторів впливу, внаслідок чого можлива втрата стійкого стану уразливих до антропогенного впливу екосистем.

Антропогенний вплив на морське середовище слід розглядати з позиції системного аналізу, який передбачає розглядання проблеми не ізольовано, а у всій повноті компонентів, причинно-наслідкових зв'язків і процесів морської екосистеми та природних і антропогенних факторів впливу, що дозволяє враховувати такі ефекти комплексного впливу негативних факторів, як синергізм, адитивність, нейтралізація, та передбачає врахування принципу емерджентності.

Основна проблема оцінки масштабу екологічних загроз, що виникають в області морського природокористування, полягає у відсутності концептуального уявлення про природу екологічних ризиків і способів їх оцінки.

У методологічному плані, екологічний ризик є ризик порушення динамічної рівноваги в екологічних системах, який призводить до зміни параметрів біотичних і абіотичних компонент в результаті техногенної діяльності, що часто призводить до перебудови екосистеми і переходу її до нового стану з іншими властивостями [1].

Для екосистемних динамічних процесів критерії екологічного ризику адекватні оцінці ступеня відхилення траєкторії еволюції екосистеми від оптимальної, при якій шкода, завдана морському середовищі, мінімальна.

Численна полеміка про розмірності оцінок ризиків, викликана відсутністю єдиної методології, призводить до необхідності розгляду ризиків в галузевому контексті. Так, для морських екосистем, що надають різні

екологічні послуги, оцінку екологічного ризику найбільш доцільно проводити, розглядаючи ймовірність втрати стійкості морської екосистеми в сукупності зі шкодою, заподіяною морським екологічним послугам.

1 МЕТОДОЛОГІЧНА ОСНОВА ДОСЛІДЖЕННЯ МОРСЬКИХ ЕКОСИСТЕМ

1.1 Методологія дослідження складних систем, включаючи і морські екосистеми

Концепція екосистеми в сучасній екології є домінуючою і спрямована на вивчення структури і динаміки взаємозв'язків між біотичними спільнотами і середовищем їх проживання. Методологічною ж основою екологічних досліджень служить системний підхід, орієнтований на розкриття цілісності і виявлення різноманіття зв'язків складних природних об'єктів [2]. При цьому система, і екологічна система в тому числі, розуміється як сукупність взаємопов'язаних елементів, що утворюють певну цілісність. Вона характеризується безперервною єдністю з навколишнім середовищем, у взаємодії з яким система і проявляє свою цілісність. Крім того, системний підхід, при наявності відомостей про функціонування того чи іншого об'єкта, накладає певні вимоги щодо повноти його вивчення [3]. В [4] зазначено, що системний підхід виконує евристичні функції, орієнтуючи конкретні екологічні дослідження в двох основних напрямках:

- по-перше, змістовні принципи системного підходу дозволяють фіксувати недостатність традиційних методів вивчення екосистем для постановки і вирішення нових завдань їх цілісного дослідження;

- по-друге, поняття і принципи конструктивного системного підходу привносять в практику новий стиль наукового мислення, а також прийоми й методи досліджень, орієнтовані на розкриття сутності процесів трансформації енергії, передачі речовини і інформації в екосистемах.

З середини ХХ ст. поняття «система» (від грец. σύστημα, systēma - ціле, складене з частин) стає одним з ключових філософсько-методологічних і спеціально-наукових понять [5]. Під системою розуміють сукупність явищ,

елементів, що знаходяться в певних відносинах і зв'язках між собою і утворюють певну цілісність. Однак до теперішнього часу немає чіткого тлумачення терміну «система», точніше їх занадто багато. У загальному випадку система розглядається як сукупність елементів, складна взаємодія яких призводить до досягнення певної мети [6]. У розгорнутому вигляді систему можна представити як по'єднання декількох різнорідних взаємопов'язаних компонентів, що обмінюються речовиною і енергією, як між собою, так і з зовнішнім середовищем. Поведінка компонентів системи підпорядковується законам, що діють у даній системі, яка володіє властивостями емерджентності, тобто новими властивостями, які з'являються в системі при об'єднанні компонентів в єдине ціле.

Наявність внутрішніх механізмів саморегуляції, при постійному обміні речовиною і енергією, дозволяє системі функціонувати в межах границь, в яких окремі її компоненти продовжують взаємодіяти. Однак при значному зовнішньому впливі система може втратити стійкість і перейти в інший трансформований стан або взагалі перестати функціонувати. Як правило, система, що взаємодіє з оточуючими її іншими системами або зовнішнім середовищем, є складовою іншої, більш складної системи. Складність системи обумовлена набором об'єктів, пов'язаних і взаємодіючих між собою за певними, не завжди відомими закономірностями і правилами [7].

При дослідженні складних систем в першу чергу формулюється мета досліджень, з обмеженнями, що не дозволяють заплутатися в павутині внутрішніх і зовнішніх взаємодій. Обґрунтування і вибір параметрів, що визначають стан системи, дозволяє описати її у вигляді математичних моделей, що використовуються для аналізу і порівняння різних варіантів досягнення поставленої мети. Однак для складної системи не існує єдиної моделі, і лише множина моделей, кожна з яких має характерні математичні властивості, може задовольнити в певній мірі потреби вивчення структури та проблем функціонування системи [6].

Методологія дослідження складних систем заснована на системному аналізі, в якому розглядаються фактори невизначеності і ризику з використанням методів стохастичної оптимізації, що враховують імовірнісний характер досліджуваних процесів. При проведенні системного аналізу проводиться класифікація проблем, виробляються процедури прийняття рішень, ґрунтуючись на комплексі експериментальних, математичних і статистичних методів. Математичному моделюванню, при системному аналізі, відводиться особлива роль, оскільки з'являється можливість на концептуальному (абстрактному) рівні провести аналіз функціонування системи за допомогою рівнянь, баз даних, змінних тощо, що значно спрощує, а в деяких випадках є єдиним способом, пізнання механізму функціонування складної системи.

Методологія дослідження екологічної системи не має суттєвих відмінностей від наведених вище підходів до дослідження складних систем. Однак, як і будь-яка складна система, екосистема володіє специфічними особливостями, які ускладнюють її аналіз – це, перш за все, наявність живих організмів, які перебувають у постійній взаємодії з абіотичним (фізичним) середовищем таким чином, що потік енергії створює чітко визначену трофічну структуру, видове різноманіття і кругообіг речовин між живою та неживою частинами. [8]. Екосистеми відносяться до категорії складних ієрархічних структур, з великим числом різнорідних елементів, різноманітністю і характером взаємодії автотрофних і гетеротрофних компонентів, що нерідко унеможлиблює всебічне дослідження поведінки компонентів екосистеми за допомогою системного аналізу.

Для екосистем характерний вибір альтернатив, через що їх динаміка часто виявляється хаотичною, а стан непередбачуваний [9]. У подібній ситуації можна лише окреслити область, в якій буде перебувати екосистема, а також оцінити її стійкість до зовнішніх впливів і внутрішніх трансформацій, але немає можливості вказати точку в цій області, в якій буде чітко визначено стан екосистеми. Особливо це відноситься до водних

екосистем, які є слабо детермінованими і в значній мірі об'єктами, що еволюціонують, коли в результаті зовнішніх впливів або внутрішніх трансформацій подальша поведінка системи стає непередбачувана [10].

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

Однак ситуація при дослідженні водних екосистем не настільки безнадійна. Так в [11], була висунута гіпотеза про співіснування і взаємодії двох форм просторово-часової організації живої речовини і зокрема біоти водних екосистем. Так, перша форма визначена як потік, що характеризується стійкою нерівноважністю і еволюціонує в бік більшої рівноважності. Друга форма передбачає реалізацію стану нестійкої рівноваги в окремі елементи загального потоку. В результаті повільного еволюційного впливу зовнішнього середовища в екосистемі можуть відбуватися зміни, зумовлені повільним накопиченням нових особливостей і якостей біологічної спільноти. У водній екосистемі подібна мінливість, з певним ступенем адекватності, може бути описана за допомогою системи диференціальних рівнянь. Однак при значному антропогенному впливі, коли різко змінюються умови існування екосистеми, в дію може бути приведений клітинний або генно-молекулярний механізм, коли математичні моделі, які описують трофічні явища на поверхневому (схематичному) рівні, виявляються марними. При цьому деякі компоненти можуть перебувати в критичних (перехідних) станах, коли незначний зовнішній вплив може викликати

істотну зміну - біфуркацію, тобто втрату стійкості і перехід в новий стійкий стан [12], причому попередній стійкий стан, через накопичені флуктуації, змінюється стрибкоподібно.

Таким чином, можливі два принципово різних механізми, що визначають динаміку водних екосистем: адаптаційний і біфуркаційний. Знаючи характеристики середовища, можна зі значним ступенем точності прогнозувати тенденції в зміні параметрів системи, що функціонує за адаптаційним механізмом: екосистема буде рухатися за певною траєкторією всередині обмеженого коридору в напрямку вектора стабілізації. Однак існує деяке критичне значення зовнішнього впливу, що приводить до якісної зміни організації системи, де породжуються безліч шляхів подальшого розвитку, вибір яких непередбачуваний і залежить від поєднання випадкових обставин і флуктуацій зовнішнього середовища в момент біфуркаційного переходу [13].

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

Як показано в [14], дослідження структурних і якісних властивостей морських екосистем слід проводити з урахуванням їх стану. Проте чіткого визначення, що розуміється під терміном «стан» не існує. У класичній фізиці під станом прийнято розуміти сукупність всіх спостережуваних фізичних величин, значення яких, за певних граничних умов, однозначно визначені з плином часу [15]. За аналогією, в екологічній практиці під «станом» мається на увазі сукупність параметрів екосистеми, які в даний момент часу, за певних граничних умов, однозначно визначають основні характеристики

системи [16]. Таке формулювання терміна відноситься до суто детермінованих систем, до яких екосистема не належить. Інше формулювання приведене в ДСТУ17.1.1.01-77, де термін «стан водного об'єкта» визначено як характеристика водного об'єкта за сукупністю якісних і кількісних показників стосовно до видів водокористування. При цьому до якісних і кількісних показників об'єкта віднесені швидкість течії, глибина водного об'єкта, температура води, значення водневого показника, вміст розчиненого кисню та інше. У подібному формулюванні «стан» визначено не як сукупність властивостей, що відображають структуру і функціональну особливість водного об'єкта, а як необмежений набір деяких параметрів середовища, необхідних для здійснення різних видів господарської діяльності. Слід погодитися з висловлюваннями з приводу трактування терміна «стан» екосистеми, наведеними в [10], де однією з причин відсутності однозначного визначення цього поняття є неоднозначність поведінки в часі самої екосистеми, тобто фактично непередбачуваності еволюції її стану за рахунок саморозвитку системи під впливом внутрішніх і зовнішніх факторів. Більш вірогідним є твердження не про безпосереднє визначенні самого стану, що визначається через набір таких собі характеристик водної екосистеми, а через виявлені властивості екосистеми [17], коли відбувається зміна не стану як такого, а його еволюція. Подібне трактування «стану екосистеми» виявляється визначальним при виборі способів вивчення поведінки екосистеми за допомогою натурального або математичного моделювання, коли з'являється можливість впливу на систему за допомогою зміни керуючих параметрів і вивчення відгуків екосистеми, викликаючи її еволюцію. При цьому набір параметрів, що характеризують екосистему, повинен бути достатнім для того щоб фіксувати перехід екосистеми з одного стану в інший, трактований у фізиці як фазовий перехід. У якості подібних параметрів для морської екосистеми необхідний їх вибір, що забезпечує існування спільнот живих організмів, характерних для умов переходу з різних станів в умовах природного або антропогенного режимів їх

розвитку. Фактично таке трактування зводиться до визначення хімічного, біологічного складу і фізичних властивостей моря, які обумовлюють стійке функціонування спільнот живих організмів, збереження певного типу екологічної сукцесії або до оцінки його придатності для різних видів природокористування.

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

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

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

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

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

Параметри, що визначають стан екосистеми, враховуючи зональність їх розподілу, бажано представляти у вигляді матриці стану (матриці «об'єкт-

ознака»), де стовпцями матриці будуть параметри екосистеми, а рядками виділені райони моря або координати гідрологічних станцій на яких відбираються проби, що характеризують стан екосистеми.

В результаті антропогенного або природного впливу, як на окремі ділянки морської акваторії, так і на водний об'єкт уцілому, можлива втрата стійкості екосистем, що може призвести до негативних сценаріїв розвитку умов існування біотичної компоненти. В цілому, стійкість екосистеми визначається її здатністю зберігати внутрішні структурні зв'язки і перебувати всередині області стійкого стану і розвитку [18].

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

2 МЕТОДОЛОГІЯ ОЦІНКИ СТАНУ І СТІЙКОСТІ ФУНКЦІОНУВАННЯ ЕКОЛОГІЧНИХ СИСТЕМ

2.1 Основні підходи до оцінки стану екологічних систем

На даний час для оцінки стану екологічних систем використовуються одиничні (прямі і непрямі), комплексні та інтегральні оцінки. Одиничні і непрямі оцінки є традиційними в практиці оцінки екологічного стану та якості природного середовища [19].

Одиничні оцінки є оцінки по окремим вихідним характеристикам шляхом зіставлення з деякими нормами і рівнями. Це, як правило, покомпонентні (попарні) оцінки, що визначають позитивну або негативну значимість об'єкта або його властивостей. Непрямі оцінки зводяться до встановлення значимості об'єкта за показниками, що відображають функціональні й кореляційні взаємозв'язки між оцінюваними властивостями. Непрямі оцінки відображають стан об'єкта не безпосередньо (прямо), а через пов'язані показники, якими для водних об'єктів є ступінь метоморфізації органічної речовини, ступінь лабільності (стійкості) органічної речовини до окислення, встановлення сапробності по індикаторним організмам та інше. Покомпонентне оцінювання складає основу комплексних оцінок природних систем, незважаючи на те, що властивості високоемерджентних екосистеми не зводяться и до властивостей їхніх окремих компонентів.

Комплексні оцінки є найбільш перспективними, але найменш розробленими і уніфікованими. Подібні оцінки є багатокритеріальними і припускають згортання інформації, що дозволяє подолати «прокляття розмірності» за допомогою вибору і конструювання найбільш інформативних змінних - індексів стану (впливу). Наявність багатокритеріальності часто призводить до непорівнянності отриманих багатокритеріальних оцінок.

Інтегральна оцінка дозволяє зв'язати різномірні (багатокритеріальні) оцінки з урахуванням їх внеску в загальну оцінку, а також може ґрунтуватися на результатах багаторівневих згорток інформації про стан системи. [20].

Введений в екологічну практику термін «багатокритеріальна оцінка» відображає методологічну основу оцінки стану і рівня впливу на природні екосистеми за допомогою побудови репрезентативних критеріїв оцінювання (ознак або їх комплексів, за якими оцінюється стан екосистеми). Однак багатокритеріальність може привести до неоднозначності отриманих результатів в оцінках стану екосистем. Так, за різними критеріями, якість водного середовища може бути віднесено і до різних класів якості. Подібне протиріччя в оцінках стану екосистеми можна виключити за допомогою введення так званої «матриці критеріїв якості», яка є свого роду «учителем» в розпізнаванні класів стану [21].

Для виявлення найбільш істотних властивостей в поведінці екосистеми використовуються різні математичні моделі. Щодо методів математичного моделювання стану морських екосистем, а також оцінки їх стійкості слід врахувати, що такі системи представляють собою багатовимірну динамічну систему, в якій, в результаті оцінки її стану, вкрай складно визначити функцію мети, що лежить в основі методів моделювання. Крім цього в багатовимірних динамічних системах має місце складна павутина біфуркацій в просторі параметрів і тому варіація параметрів (основа ідентифікації) може викликати перетин критичних поверхонь і появу нових, часом дивних, динамічних режимів. В одиничних випадках, якщо і вдається провести ідентифікацію, то її ускладнення за рахунок включення нових навіть відносно слабких процесів може привести до різкої якісної зміни динаміки вихідної моделі. Подібне явище викликане погіршенням властивостей структурної стійкості при зростанні розмірності динамічної системи. В цілому, практичні труднощі реалізації багатовимірних моделей пов'язані не стільки з «прокляттям розмірності», як з «прокляттям нестійкості». У зв'язку з цим, методологію оцінювання екосистемних ризиків слід розробляти,

спираючись на спрощені динамічні методи, намагаючись виявити закономірності поведінки екосистем в регіонах з характерною для них екосистемою [22].

2.2 Методологія оцінки стану морських екосистем на базі індексного підходу

Процес еволюції динаміки екосистем описується векторним полем в фазовому просторі, в якому координатами служать параметри стану, що представляють собою якусь, часом невідому функцію мети. Кожному стану системи відповідає точка фазового простору, яка визначає її стан в певний момент часу, а прикладений в цій точці вектор вказує на швидкість зміни стану системи. Таким чином, складний стан представляється єдиною точкою, а еволюція системи - переміщенням цієї точки. Сукупність точок у фазовому просторі визначає фазову траєкторію системи. Сукупність же фазових траєкторій при різних значеннях змінних являє собою фазовий портрет системи. Побудова фазового портрета дозволяє зробити висновки про характер змін стану без аналітичних рішень рівнянь еволюції системи.

Одним з основних питань при описі динамічної екосистеми є вибір координат фазового простору, що визначаються цілями аналізу. Залежно від координат розрізняють динамічний і параметричний фазовий простір. Так, в динамічному просторі на одній з осей відкладаються значення змінної стану, а на іншій - перша похідна або швидкість зміни в часі цієї змінної. Параметричний же фазовий простір будується на осях незалежних змінних. Таким чином, картина фазового або параметричного портрета повністю визначається вибором параметрів або комплексних показників, що визначають стан екосистеми.

Найбільш достовірну оцінку стану морської екосистеми може забезпечити набір показників морського середовища і біоти представлений у вигляді матриці, що є свого роду векторним критерієм стану. У цьому випадку необхідно використовувати математичний апарат згортки матриці в скалярний критерій, який представляє собою якусь функцію мети. При цьому в якості вхідних параметрів моделей екосистем слід розглядати значення біотичних і абіотичних компонент, а також рівні антропогенних навантажень, що задаються за допомогою модельних і моніторингових даних. Функцією мети в цьому випадку будуть агреговані показники, одержувані в результаті перетворення матриці стану в скалярні величини. Суть знаходження скалярних величин полягає в лінійному перетворенні (згортці) простору матриці станів в простір меншої розмірності (за допомогою проектування набору змінних на напрям головних компонент кореляційної або ковариаційної матриці станів). Для отримання індексів, що визначають стан біотичних і абіотичних компонент, необхідно задання стандартної матриці стану, в якій кожному набору параметрів морського середовища, після згортки матриці стандартів, буде присвоєно свій індекс стандартного стану. Оцінка приналежності моніторингових даних біотичних і абіотичних параметрів до індексу стану проводиться за допомогою алгоритму «найближчого сусіда». Подібна методологія індексування може бути віднесена до методології розпізнавання образів з «вчителем», де в якості «вчителя» виступає матриця стандартів. В цьому випадку побудова параметричного фазового портрета проводиться на осях індексів стану біотичних і абіотичних компонент морського середовища [23].

Для індексування станів морської екосистеми необхідно мати в своєму розпорядженні повний набір даних, що входять в матрицю стандартів, тобто необхідні комплексні моніторингові дослідження біотичних і абіотичних складових морського середовища.

2.3 Методологія оцінки стану морських екосистем на базі теорії подібності

Одним з підходів оцінки стану екосистеми моря може служити методологія, заснована на теорії подібності, що використовує критерії подібності і симплекси, що володіють логічним і фізичним змістом, що забезпечує їх універсальність і інформативність. Критика подібного підходу заснована на неможливості повною мірою врахувати специфічність і різноманіття взаємодій біотичних і абіотичних компонент, оскільки для опису стану екосистеми моря необхідні критеріальні рівняння з досить великою кількістю часом суперечливих критеріїв при невизначеності функції мети. Однак теорія подібності допускає випадки неповної (часткової) подібності явищ і процесів, а також випадки автотельності, тобто вирожденності певних критеріїв або симплексів.

Система управління морським природокористуванням повинна мати об'єктивну інформацію про стан морського середовища, що включає як детальну, так і комплексну оцінку екологічної ситуації. При оцінці забруднення морського середовища, а також впливу забруднень на біоту проводиться значна кількість вимірювань, що характеризують фактори впливу і складові їх відгуку. У зв'язку з цим часто виникає «інформаційний шум», який призводить до появи надлишкової інформації і, як наслідок, до невизначеності в управлінських рішеннях. Комплексні ж екологічні оцінки представляють собою деякий фільтр, за допомогою якого корисна інформація відділяється від надлишкової.

Одним з основних завдань нових інформаційних технологій є розробка узагальнених показників, за допомогою яких можливе подання різнотипної і різнорідної інформації в комплексному (критеріальному) вигляді [7].

Відмінною особливістю екосистем є можливість застосування до них принципу ізоморфізму, що дозволяє описати подібними рівняннями

компоненти однакові за структурою і типом взаємодій. В значній мірі це відноситься і до ієрархічних структур компонентів морських екосистем, в яких узагальнення моніторингових досліджень можливо за допомогою критеріальних рівнянь.

Критерії подібності представляють собою комплексні безрозмірні величини і характеризують подобу процесів, що відбуваються в системах різної фізичної природи. Відповідно до теорії подібності будь-яка функціональна залежність між параметрами системи може бути представлена у вигляді залежності між критеріями подібності, складеними з параметрів, що визначають її стан.

При антропогенному впливі стан екосистеми вважається заданим, якщо є результати розрахунків параметрів моделей, що включають гідробіологічний і гідрохімічний блоки, блок абіогенних компонентів і поля розрахунку забруднюючих речовин. Подібним чином і оцінка стійкості природних систем не зводиться тільки до обліку якого-небудь одного показника або властивості, а розглядається як результат обліку багатьох властивостей, що характеризуються значною кількістю параметрів оцінювання, серед яких фізико-географічні та гідрохімічні показники, а також характер антропогенного впливу є визначальними. Можливість перенесення експериментальних закономірностей з одного біологічного об'єкта на інші пов'язана з проблемами встановлення ступеня подібності та відмінності порівнюваних систем за основними фізіологічними показниками, оцінкою відхилення біосистем від нормального функціонування. Однак слід врахувати, що біотичні і абіотичні складові екосистеми за механізмами стійкості розрізняються між собою.

У загальному випадку екологічний критерій повинен визначатися розміром ареалу і відображати особливості протікання процесів в кожному з регіонів.

Схожість процесів визначає основу підходу до оцінки функціонування морських екосистем різних регіонів, до обробки отриманої інформації та

поширення її на інші подібні екосистеми. У зв'язку з цим потрібно спільний розгляд стохастичного і детермінованого підходів до постановки та вирішення задач стійкості методами теорії подібності. Крім цього необхідно провести модельний експеримент або зробити обґрунтований вибір існуючих адекватних методів моделювання стану морських вод, виявити кількісний опис процесів на підставі закономірностей подібності, розробити правила і процедури оцінки стійкості екосистем на основі критеріїв подібності.

Внаслідок різноманіття природних факторів, нестационарності морського середовища і переходу одних типів морських течій в інші, не завжди вдається встановити вид джерела або розподілу сил, що породжують явища, які спостерігаються. Тому поряд з безпосереднім вивченням природних систем інтенсивно розвиваються методи лабораторного моделювання, що дозволяють вивчити процеси взаємодії різних типів течій в контрольованих і відтворюваних умовах [24, 25].

Найбільш конструктивним є поєднання аналітичних досліджень природних процесів на основі повних систем рівнянь і їх лабораторне моделювання. Важливою перевагою є універсальність підходу, що розвивається, в якому специфічні властивості об'єкта дослідження (кінетичні і термодинамічні характеристики гідросфери) враховуються в повному обсязі за рахунок введення додаткових рівнянь і вибору адекватного рівняння стану середовища.

Течії рідини на поверхні твердої сфери, що обертається з постійною кутовою швидкістю, описуються системою рівнянь, яка визначається властивостями середовища і фундаментальними законами збереження речовини, імпульсу і тепла. Система визначаючих рівнянь і граничні умови характеризуються великим числом розмірних параметрів, в які входять: щільність і її градієнт, коефіцієнт кінематичної в'язкості, коефіцієнт дифузії солі, швидкість і розмір перешкоди, прискорення вільного падіння. На їх основі формується сімейство масштабів, що характеризують вихідну стратифікацію, геометрію течії, розміри основних структурних елементів.

Наявність багатьох масштабів відображає складність картини течій, що виникають в неоднорідних рідинах.

Існування великих і малих масштабів, частина яких служать коефіцієнтами в членах з більш високими похідними, вказує, що система фундаментальних рівнянь відноситься до класу сингулярно збурених рівнянь. Рішення таких систем містить як регулярно збурені функції, уявна частина яких пропорційна відповідним коефіцієнтам, так і сингулярно збурені функції, в яких дійсна і уявна частини одного порядку і обернено пропорційні малим коефіцієнтам. Найменший масштаб з безлічі базових масштабів визначає просторову роздільну здатність методу, необхідного для реєстрації всіх елементів течії. Оскільки положення тонкоструктурних елементів руху заздалегідь невідоме, метод реєстрації при моделюванні повинен бути польовим з досить великою областю спостереження [25].

Для подібності фізичних явищ необхідна подібність умов однозначності, тобто подібність геометричних і фізичних властивостей потоків, початкових і граничних умов [26].

У загальному випадку розрізняють три види подібності: геометричне, кінематичне і динамічне. Найбільш простим є подоба геометрична, що вимагає, щоб лінійні розміри природи і моделі перебували в постійному співвідношенні. Оскільки повне відтворення морської екосистеми в лабораторії не представляється можливим, то очевидно, замість досліджень, що проводяться на моделях, можуть розглядатися натурні спостереження, проведені на морських гідрологічних станціях. При цьому в умовах подібності, як визначального розміру (характерного масштабу), відповідального як за біотичну так і за абіотичну компоненту модельної та іншої гідрологічної станції, найбільш доцільно вибрати горизонт гідрологічних станцій, на яких дотримуються умови ідентичності прозорості морської води, пов'язаної зі зміною солоності і глибиною проникнення сонячного світла. Вибір в якості визначального розміру горизонту з однаковою прозорістю, також визначається вмістом у воді суспензій і

колоїдів мінерального і органічного походження, обумовлений прагненням забезпечити ідентичність умов формування і стійкості компонентів морських екосистем.

Виходячи з фундаментальних рівнянь течії неоднорідних рідин, що відображають складність картини течій не тільки через наявність безлічі масштабів течій (де істотний вплив дисипативних чинників), але і масштабів динамічно активних тонкоструктурних елементів течій, цілком можливий розгляд відношень базових масштабів у вигляді основних безрозмірних параметрів стратифікованих течій, що відображають відносний вплив дисипативних факторів (чисел Рейнольдса, Пеклі та ін.), ефектів плавучості (внутрішнє число Фруда) і мінливості щільності [24].

Розвиток дрібномасштабної геофізичної турбулентності в великій мірі визначається протидією між вертикальним здвигом течії і силами плавучості, зумовленими стратифікацією щільності. Зміщення забезпечує кінетичну енергію для турбулентних рухів, в той час як ефекти плавучості при стійкій стратифікації діють на зменшення турбулентності.

Умови геометричної подоби поширюються на всі величини, що характеризують екологічні процеси, що змінюються в часі і просторі, утворюючи поля, що призводить до тимчасової подоби полів (кінематична подоба). У механіці рідини воно зводиться до подоби полів швидкостей в потоках, що рухаються в геометрично подібних каналах. В екологічних дослідженнях необхідне дотримання подібності в морських акваторіях, що визначаються специфічними умовами фізико-хімічних і біологічних процесів, що протікають в умовах однакової прозорості морських вод (освітленості). Дотримання динамічної подоби вимагає, щоб у відповідних точках природи і моделі сили, що викликають рух водних мас і біотичних компонент, перебували в постійному співвідношенні.

При моделюванні та дослідженні процесів стійкості в однорідній рідині критеріями подібності є числа Фруда і Рейнольдса [24]:

$$Fr_n = Fr_m; \quad Re_n = Re_m, \quad (2.1)$$

$$\frac{u_i^2}{g_i \dot{I}_i} = \frac{u_i^2}{g_i \dot{I}_i}; \quad \frac{u_i \dot{I}_i}{\nu_i} = \frac{u_i \dot{I}_i}{\nu_i}, \quad (2.2)$$

де: u – швидкість течії;

ν – кінематичний коефіцієнт в'язкості;

H_n и H_m – визначальні розміри натури і моделі.

На відміну від класичних досліджень турбулентних течій в каналах, де умови в ядрі потоку близькі до однорідних і ізотропних, дослідження стійкості хвильових збурень в океанських течіях необхідно проводити, беручи до уваги специфічні особливості морського середовища, які пов'язані з вертикальною неоднорідністю гідрологічних умов [27].

Гідродинамічна нестійкість в дрейфовий течіях, що створюються прямим впливом вітру на поверхні моря і охоплюють верхній перемішаний (квазіоднорідний) шар (ВКШ), визначається критерієм Рейнольдса, де в якості масштабу швидкості приймається різниця швидкостей на верхній і нижній межах квазіоднорідного шару, а в якості масштабу довжини - довжина, на якій відбувається ця зміна швидкості, тобто товщина ВКШ, або, в разі дослідження стійкості морських екосистем - горизонт гідрологічних станцій, на яких дотримуються умови ідентичності прозорості морської води.

При моделюванні і дослідженні стійкості динамічних процесів в стратифікованому морі застосовується щільніший критерій подібності Рейнольдса [28] :

$$Re_p = U_\Delta H / \nu, \quad (2.3)$$

де: H – характерний вертикальний розмір ВКШ або глибина моря з однаковою прозорістю;

ν – кінематичний коефіцієнт в'язкості;

$U_{\Delta} = (\Delta\rho/\rho_{\text{ср}} gH)^{1/2}$ – щільнісна швидкість, що враховує відносну зміну вертикальної щільності,

$\Delta\rho/\rho_{\text{ср}}$. ($\rho_{\text{ср}}$ – середня густина).

При моделюванні руху морської води з урахуванням дії горизонтальних градієнтів тиску застосовується критерій Фруда. Розвиток дрібномасштабної геофізичної турбулентності в великій мірі визначається протидією між вертикальним зрушенням течії і силами плавучості, зумовленими стратифікацією щільності. Зрушення забезпечує кінетичну енергію для турбулентних рухів, в той час як ефекти плавучості при стійкій стратифікації діють на зменшення турбулентності. Виходячи з цього, вводиться безрозмірне число Річардсона, яке враховує стратифікацію і є мірою механічних і щільнісних ефектів у водяному стовпі:

$$Ri = N^2 / (du/dz)^2, \quad (2.4)$$

де: N - частота Брента-Вяйсяля або частота плавучості, що залежить від зміни щільності з глибиною:

$$N = \sqrt{-(g/\rho) dp/dz}, \quad (2.5)$$

де g – прискорення вільного падіння;

ρ – густина;

dp/dz – зміна щільності з глибиною.

Численні спостереження в океані підтверджують той факт, що турбулентність в стратифікованих течіях генерується нерегулярними подіями порушення стійкості, що призводить до появи окремих турбулентних плям [25]. Турбулентне перемішування усередині таких плям формує вертикальні потоки тепла і маси в течіях морського середовища, включаючи і біомасу.

Однак реєстрація дрібномасштабної турбулентності в морському середовищі, через відсутність промислових зразків високочутливих і малоінерційних морських турбідиметрів, представляє значні труднощі [29], що не дозволяє з достатньою точністю визначити критерій Річардсона. Виходом з такої ситуації може бути наближене обчислення комплексу, аналогічного критерію Річардсона, рівного квадрату відношення швидкості течії до густинної швидкості [28]:

$$(U / U_{\Delta})^2 = U^2 / \Delta\rho / \rho_{cp} g H \approx 1 / Ri , \quad (2.6)$$

Таким чином, виходячи з загальнофізичних уявлень, загальна функціональна залежність (в безрозмірних змінних) абіотичної складової морських вод може бути записана у вигляді:

$$Re_p = f(Fr, C_{v.v} / \rho_{m.v}, \Delta\rho / \rho_{cp}) , \quad (2.7)$$

У розмірних змінних залежність абіотичної складової може бути визначена як:

$$Re_p = f(H, U, \rho(S \%), \Delta\rho, \nu(t^0), C_{v.v}) , \quad (2.8)$$

де: H – глибина ВКШ або глибина, що задається умовами освітленості;

U – швидкість морської води (течія) на глибині H ;

ρ – густина морської води (що задається солоністю) на глибині H ;

ν – в'язкість морської води (що задається температурою води) на глибині H ;

$C_{v.v}$ – концентрація зважених речовин на глибині H .

Як правило, для отримання критеріального рівняння (2.7) використовується методологія активного експериментування. Однак при дослідженні морських екосистем застосування активного експерименту не представляється можливим, оскільки неможлива цілеспрямована зміна параметрів морського середовища відповідно до планів активного експерименту. Для вирішення даної проблеми, з метою отримання

адекватного рівняння (2.7), можна використовувати алгоритм формування підвибірки з пасивного експерименту з необхідними властивостями матриці факторних планів [30], заснованих на робастних планах (стійких до випадкових збурень) псевдовипадкових послідовностей чисел рівномірно розподілених в багатовимірному факторному просторі [31]. Слід зазначити, що побудова плану та реалізація подібного пасивного експерименту, через його недостатню теоретичну обґрунтованість, являє собою окрему проблему, на вирішення якої спрямовані значні зусилля [32 - 34].

Після отримання кодованого рівняння регресії, за величиною коефіцієнтів визначається ступінь впливу кожного фактора на вихідний параметр i , по суті, уточнюється структура критеріального рівняння. Наведені критерії відображають лише гідромеханічну (абіотичну) складову морського середовища без урахування її хімічного і біохімічного складу. Однією з ключових проблем морської екології є евтрофікація вод, яка призводить до порушення екологічного балансу, шкодить природогосподарській діяльності, негативно впливає на рекреацію. Екологічний стан більшості ділянок прибережних вод Чорного моря не відповідає стандартам якості навколишнього середовища, встановленим урядами багатьох країн і міжнародними інститутами. Причини незадовільної ситуації пов'язані зі скидами біогенних елементів і шкідливих речовин, фізичною модифікацією середовища проживання, інтродукцією чужорідних видів.

Забруднення надлишковими біогенними елементами, в основному сполуками азоту і фосфору, призводить до евтрофікації морських вод. Оптимальним співвідношенням вмісту розчиненого неорганічного азоту (DIN) і розчиненого неорганічного фосфору (DIP) для зростання фітопланктону є співвідношення $N/P = 16 : 1$ (відношення Редфілда). Менше за величиною відношення N/P означає потенційний брак азоту, тоді як більша величина цього відношення свідчить про брак фосфору для первинного продукування фітопланктону. Факторами, що стимулюють

евтрофікування, є: підвищення концентрацій мінеральних форм азоту і фосфору, підвищення температури води і невеликі глибини, а гальмують евтрофікацію - збільшення співвідношення азоту і фосфору ($N/P > 16$), великі глибини і високі швидкості течії води.

Евтрофікація є результатом надходження поживних речовин з різноманітних джерел, пов'язаних з господарською діяльністю. Збільшення надходження біогенних елементів в морську екосистему в сукупності зі світлом викликає бурхливе зростання первинного продукування і накопичення первинної органічної речовини. Багато морських систем справляються з подібним зростанням, але лише до певної міри. Коли настає межа, виникає проблема евтрофікації. Прояви цієї широкомасштабної проблеми виникають у багатьох морських регіонах: «зелена» вода під час цвітіння планктонних водоростей; скупчення макроводоростей біля берегів; зменшення площі поширення придонних оселищ існування; виснаження кисневого шару, замори риб та інше. Збільшення викидів біогенних речовин призводить до їх підвищених концентрацій, зниження прозорості води, зменшення глибини поширення донних макрофітів. У той же час зміна збалансованості продукційно-деструкційних процесів призводить до зміни багатьох гідрохімічних характеристик складу морської води, і перш за все, до зміни співвідношення концентрацій розчиненого кисню і вуглекислого газу, яке відображає співвідношення швидкостей продукційних і деструкційних процесів, тобто стан біобалансу в екосистемі. Як показник екологічного стану водних об'єктів часто використовується величина рН, приведена до нормального 100 %-ного насичення води киснем, що позначається як «рН_{100%}». Розрахункова залежність визначення «рН_{100%}» приведена в [7].

У загальному випадку біотична складова може бути представлена у вигляді

$$V_{\text{дестр}} / V_{\text{пр.}} = f(N/P, \sum C_i / \rho_{\text{м.в.}}, \text{рН}_{100\%}, \text{Re}), \quad (2.9)$$

де: $V_{\text{дестр}} / V_{\text{пр}}$ – вихідний параметр, що визначає біологічний баланс продукційно-деструкційних процесів.

У розмірних змінних функціональна залежність біотичної складової матиме вигляд:

$$V_{\text{дестр}} / V_{\text{пр}} = f(N, P, U, \rho(S\%), \nu(t^0), C_{\text{зр}}, \text{pH}_{100\%}) , \quad (2.10)$$

де: N – концентрація неорганічного азоту;

P – концентрація неорганічного фосфору;

U – швидкість потоку на горизонті заданої освітленості;

ρ – щільність морської води;

ν – в'язкість морської води;

$\text{pH}_{100\%}$ – величина pH , приведена до нормального 100 %-ного насичення води киснем;

$C_{\text{зр}}$ – концентрація забруднюючих речовин.

В результаті реалізації планів багатофакторних експериментів, де значення вихідних параметрів визначаються як за допомогою натурних спостережень, так і за допомогою математичних моделей, можуть бути отримані критеріальні рівняння (після декодування і потенціювання регресійних рівнянь). Ці ступеневі рівняння придатні для розрахунку визначених параметрів для інших гідрологічних станцій, гідрофізичні, хімічні та біологічні умови на яких подібні (в межах змін значень критеріїв подібності) до умов модельної станції. Так, в загальному вигляді, для гідрофізичної складової критеріальне рівняння може бути визначено як:

$$\text{Re}_\rho = A \text{Fr}^b (C_{\text{в.в}} / \rho_{\text{м.в}})^c (\Delta\rho / \rho_{\text{ср}})^d , \quad (2.11)$$

а, для біологічної компоненти:

$$V_{\text{дестр}} / V_{\text{пр}} = B (N/P)^d (\sum C_{\text{зр}} / \rho_{\text{м.в}})^f (\text{pH}_{100\%})^g \text{Re}^h . \quad (2.12)$$

За допомогою подібних рівнянь, після уточнення чисельних значень їх коефіцієнтів (в результаті реалізації модельного експерименту), можлива побудова параметричних і динамічних фазових портретів морських екосистем. Таким чином, можливий облік абіотичних і біотичних компонент морських екосистем при малій кількості визначальних параметрів, якщо розглядати мінливість фазових портретів, як з точки зору локальної геометрії, так і топології. Це необхідно для оцінки стійкості екосистеми і збереження її функціонування навіть при втраті локальної стійкості.

Найчастіше в якості загальної умови допустимості негативних впливів декларується необхідність забезпечення стійкості природних екосистем і біоресурсів, що цілком доцільно при використанні екосистемного підходу.

2.4 Методологія оцінки стійкості стану морських екосистем

Одним з фундаментальних понять при вивченні природних систем є «стійкість», що пов'язано з антропогенним впливом на екосистеми і необхідністю проведення оцінки такого впливу. Питання про стійкість природних і антропогенних екосистем є одним з найважливіших в дослідженні природних систем, однак однозначного його вирішення на даний час не існує [35].

Результати оцінок наслідків антропогенних впливів можуть бути різні в залежності від трактування поняття «стійкості екосистеми». Слід зазначити, що незважаючи на виняткову актуальність проблеми стійкості і пов'язаної з нею проблеми уразливості водних екосистем вони також не отримали чіткого визначення і в сучасній гідрології [36].

Якщо при антропогенному або природному впливі деякі параметри екосистеми, що відповідальні за стійкість, набувають критичних значень, то

така система характеризується лише відносною стійкістю до окремих видів впливів.

Один із варіантів тлумачення поняття «стійкість» в економічній і соціальній сферах наведений в [35], де вводяться поняття: позиційна, структурна і функціональна стійкість. Поняття позиційної стійкості відображає існування фіксованих елементів геосистем, структурна стійкість включає наявність зв'язків між елементами системи, функціональна ж стійкість пов'язується з динамікою системи.

У кібернетиці стійкість зводиться до гомеостазу [37], властивості системи зберігати значення своїх істотних змінних в допустимих межах, незважаючи на зміни, що відбуваються у зовнішньому середовищі. При такому підході стійкість в екосистемі отримує більш вузьке трактування і зводиться до оцінки істотних біотичних і абіотичних компонент [38].

У більш широкому трактуванні, під стійкістю екосистеми, яка зазнає негативних впливів, розуміється здатність системи зберігати внутрішні структурні зв'язки і функціональні особливості, перебуваючи всередині області стійкого стану. Для морських екосистем виділяють два основних типи стійкості: резистентна стійкість, тобто здатність екосистеми чинити опір зовнішнім впливам, підтримуючи тривалий час незмінними свою структуру та функції і пружна стійкість, тобто, здатність системи відновлюватися після структурних та функціональних змін, що перевищують певну норму [39]. При сприятливих фізичних умовах середовища екосистеми в основному виявляють резистентну стійкість, а не пружну, але при мінливих фізичних умовах переважає пружна стійкість.

Провідними механізмами стійкості морських екосистем до забруднення є: винесення хімічних інгредієнтів, їх деструкція і консервація, а до основних компонентів, схильних до забруднення, відносяться вода і донні відкладення. Інтенсивність виносу забруднюючих речовин за межі досліджуваної екосистеми головним чином підтримується за рахунок

хвилювання і течій. Чим активніша динаміка середовища, тим вища ймовірність виносу поллютантів.

Основними показниками стійкості екосистем до хімічного забруднення є процеси перемішування і розведення, концентрація кисню і мікробіологічна активність, площа покриття водоростями, фізико-хімічні властивості границь розділу середовищ, сорбційні властивості середовища.

Стійкість біотичної компоненти морської екосистеми досить висока, якщо більшість організмів здатні нормально функціонувати в широкому діапазоні фізичних і хімічних параметрів морського середовища. Якщо ж біоценоз може існувати тільки в обмеженому діапазоні значень параметрів морського середовища, то така спільнота виявляється нестійкою, або динамічно крихкою.

Для оцінки стійкості морських екосистем необхідний комплексний аналіз впливу параметрів гідрологічного режиму, видового складу і структури біологічних спільнот, а також зв'язків між ними. На рисунку 2.1 представлена можлива структурна схема оцінки стійкості екосистем ПЗЧМ при антропогенному впливі.

Чорне море характеризується досить великим обсягом води і значним часом повного водообміну водних мас. Теплозапас вод моря, з урахуванням його розташування в кліматичній зоні південної Європи, також значний, що визначає підвищену стійкість температурних умов. Циркуляція вод в морі охоплює тільки поверхневий шар води, зазвичай до глибин, що не перевищують 100 м. Даний шар води має солоність близько 18 ‰. У верхньому перемішуваному шарі солоність відносно стабільна, але глибше 100 - 150 м різко збільшується до 20 – 21 ‰. Солоність на глибинах понад 1500 м зростає до 22 – 22,5 ‰, середня температура біля 8,5°C. На виході з Босфору солоність поверхневих вод становить близько 30 ‰, але швидко знижується в процесі взаємодії з чорноморськими водами. У морі спостерігається кругова циркуляція переважної циклонічної спрямованості. Температура поверхневих шарів води, в залежності від пори року, зазвичай

коливається від 5 – 8 до 30°C. Величина атмосферних опадів, надходження вод з Азовського моря і річкового стоку перевищують величину випаровування з поверхні, внаслідок чого рівень Чорного моря перевищує рівень Мармурового. Завдяки цьому формується верхня течія, спрямована з Чорного моря через протоку Босфор. Нижня течія, що спрямована через Босфор в зворотному напрямку, виражена менш сильно і приносить в середньому щорічно 170 км³ середземноморської води. Взаємодія течій додатково підтримує вертикальну стратифікацію моря.

У разі зміни водного та прісного балансу і збільшення поверхневої солоності Чорного моря всього на 3-4 ‰ стає можливим підйом на поверхню глибинних вод, що містять сірководень, що призведе до загибелі переважної частини біоценозу. Проте, така ситуація є малоімовірною, оскільки басейни найбільших річок, що впадають в Чорне море розташовані в різних регіонах. Басейн Дунаю зачіпає південно-європейський регіон, а басейни Дніпра і Дністра розташовані на північі і знаходяться в межах центрально-європейського та східно-європейського регіонів. Тому зміни в параметрах атмосферної циркуляції і напрямку руху циклонів що несуть вологе повітря з Атлантики або з регіону Середземного моря, від чого в свою чергу залежить випадання опадів, не повинні дуже значно впливати на обсяги надходження прісних річкових вод у Чорне море.

Видовий склад сучасного біоценозу Чорного моря сформувався з різних груп, серед яких нечисленні представники прісноводного походження, що мешкають в гирлах річок, і типово морські види: відносно холодолюбиві іммігранти з Північної Атлантики. Однак найбільшу групу за чисельністю складають середземноморські вселенці (до 100 видів риб із 160 відомих). В цілому, більшість чорноморських гідробіонтів адаптовані до життя в умовах солоності від 12–15 до 18 ‰.

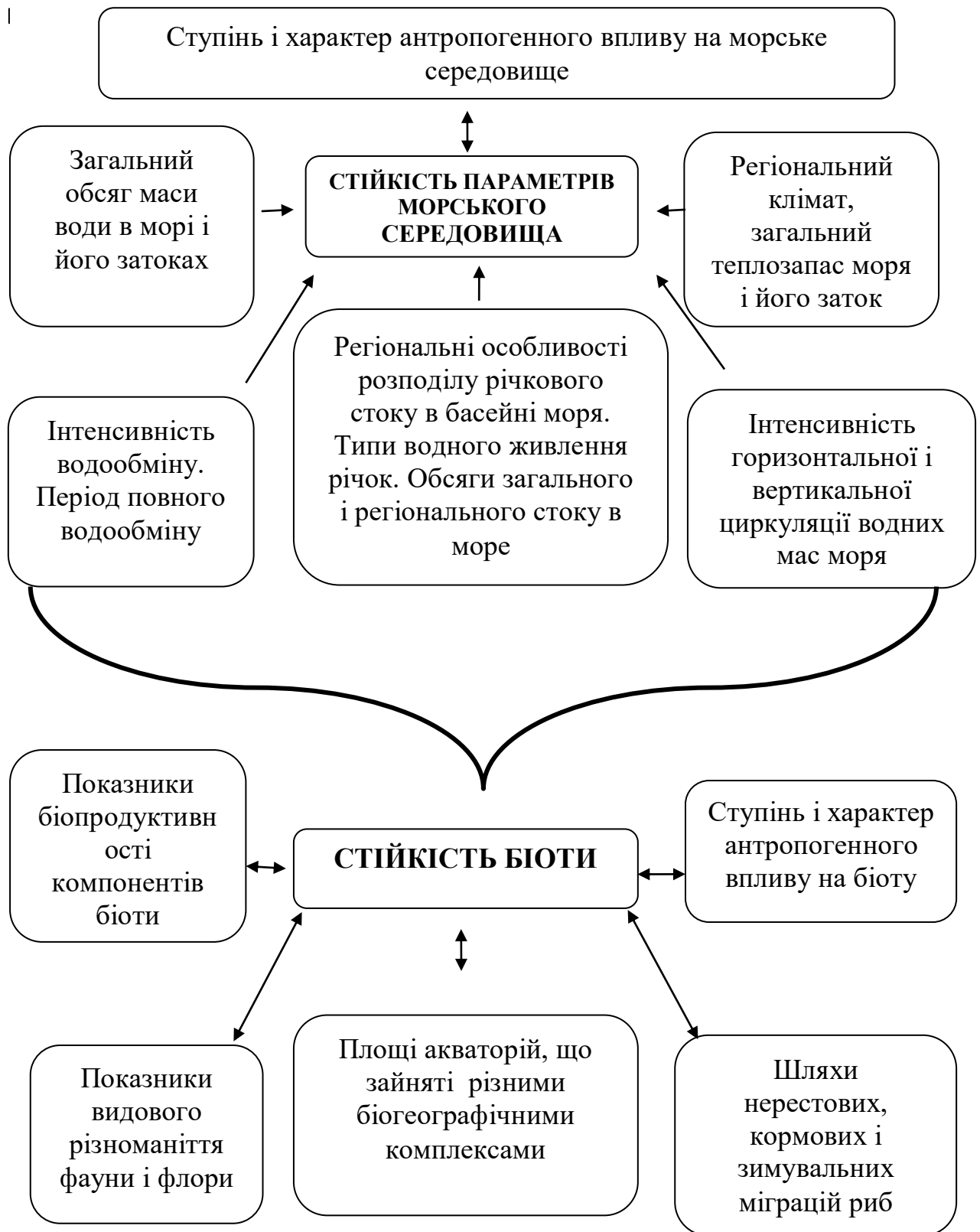


Рисунок 2.1 – Структурна схема оцінки стійкості екосистем ПЗЧМ

Азовське море - найменше і мілководне серед морів світу. Температурний режим його більш суворий, ніж Чорного моря. Володіючи

малим тепловим запасом вод, щозими Азов покривається постійними або дрейфуючими льодовими полями. При малих розмірах Азовське море отримує порівняно багато річкової води, кількість якої становить близько 12% його обсягу. Надходження річкового стоку до обсягу Азовського моря найбільше з усіх морів земної кулі. Перевищення надходження річкових і атмосферних вод над випаровуванням з поверхні моря призвело б до його наростаючого опріснення і підвищення його рівня, якби не водообмін з Чорним морем. В результаті цього водообміну в Азовському морі встановилася солоність, відносно сприятлива для проживання в ньому цінних промислових риб. Однак спостерігаються значні коливання солоністних умов, викликані кліматичними змінами і динамікою стоку річок Дон і Кубань, а також забором води з цих річок на господарські потреби [40], що обумовлює значну динамічність компонентів екосистеми Азовського моря. Всього до складу іхтіофауни входить близько 80 видів солоноватоводного і морського комплексів.

Аналіз природних особливостей Чорного і Азовського морів свідчить про те, що найбільш значущим екологічним фактором, що визначає стійкість характеристик морських біоценозів, є солоність води, динаміка якої виражена міжрічними і багаторічними коливаннями. Роль температури води і її мінливості також істотна. У таблиці 2.1 представлено узагальнення фізико-географічних процесів і характеристик, здатних впливати на ступінь стійкості солоності і температури води Чорного і Азовського морів, з урахуванням принципів оцінки стійкості морських екосистем, запропонованих в [39].

Характерною особливістю морських екосистем є стохастичність їх динаміки і як наслідок невизначеність подальших станів при значних антропогенних навантаженнях. Для отримання адекватних оцінок стійкості морських екосистем необхідні довгострокові регулярні спостереження за станом моря. Слід зазначити, що моніторингові спостереження за станом морських екосистем відносяться до так званого «пасивного» експерименту,

без можливості зміни параметрів навантажень на морське середовище. Для адекватної оцінки характеристик складних динамічних систем при зовнішніх збуреннях, а в разі екосистемних досліджень зовнішні збурення це в основному антропогенні навантаження, необхідне проведення «активного» експерименту, коли з'являється можливість варіювати параметрами з раніше встановленими характеристиками зовнішніх впливів з подальшим вивченням реакції відгуку екосистеми на ці впливи. Однак в даний час, з матеріальної і технічної сторін, проведення подібних спостережень не представляється можливим. У зв'язку з цим в екологічній практиці широко використовуються різні методи математичного моделювання, які розглядаються як розширення традиційного поняття "експеримент" [41]. Більш того, формується відносно самостійна область екологічних досліджень - математична екологія.

Таблиця 2.1 - Основні характеристики Чорного і Азовського морів, які здатні впливати на стійкість абіотичних параметрів екосистем

Солоність води			Температура води		
№	Висока стійкість	Мала стійкість	№	Висока стійкість	Низька стійкість
1	Інтенсивний водообмін морів	Уповільнений водообмін морів	1	Відносно великий обсяг водної маси моря і високий теплозапас	Відносно малий обсяг водної маси моря і низький теплозапас
2	Відносно великий обсяг водної маси моря	Відносно малий обсяг водної маси моря	2	Мала площа мілководних заток	Висока площа мілководних заток
3	Значне приливне перемішування водних мас	Слабке приливне перемішування водних мас	3	Незначна протяжність моря по меридіану, знаходження в межах однієї природно - кліматичної зони	Значна протяжність моря по меридіану, знаходження в межах кількох природно – кліматичних зон
4	Відносно невеликий обсяг річкового стоку	Відносно великий обсяг річкового стоку	4	Наявність вираженої і стійкою системи поверхневих течій	Наявність слабо вираженої і нестійкою системи поверхневих течій
5	Співвідношення між опадами і випаровуванням з поверхні моря, близьке до 1	Співвідношення між опадами і випаровуванням з поверхні моря, значно більше або менше 1	5	Вплив сукупності внутрішньосистемних кліматоутворюючих процесів з переважним впливом одного з них	Вплив сукупності внутрішньосистемних кліматоутворюючих процесів зі значним впливом декількох з них

Використання будь-яких математичних моделей екосистем коректне лише при їх відповідності результатам натурних спостережень, тобто, адекватності. Оцінка адекватності необхідна для підтвердження єдності теорії і експерименту, що об'єднує дані натурних спостережень і модельні уявлення в єдині інформаційні технології, використовувані для оцінки стійкості морських екосистем.

2.5 Методи математичного моделювання стійкості морських екосистем

Існуючі в даний час математичні моделі стійкості можуть бути розбиті на дві групи [35]. До першої групи віднесені математичні моделі, які використовують диференціальні рівняння стійкості при впливі збурень. Рішення диференціальних рівнянь дозволяє визначити стан екосистеми або стійкість режиму її функціонування [42].

В математиці розглядається кілька понять стійкості: стійкість по Ляпунову, асимптотична стійкість руху, орбітальна стійкість, стійкість по Пуассону, стійкість по Лагранжу. За Ляпуновим рішення звичайного диференціального рівняння, що описує поведінку динамічної системи (траєкторії точки у фазовому просторі), називається стійким, якщо поведінка рішень, з умовами близькими до початкових, незначно відрізняється від поведінки вихідного рішення, і в разі, якщо мале початкове збурення не тільки не наростає, а й з часом прагне до нуля, то рух має сильну властивість асимптотичної стійкості.

Стійкістю і нестійкістю характеризуються не тільки стан рівноваги, але і будь-які фазові траєкторії. Найбільший інтерес при вивченні динамічних систем представляють ті інваріантні множини, які мають властивість стійкості. Локалізація таких множин дозволяє побудувати глобальний фазовий портрет системи. Відповідно до [43] характерні точки і

лінії, до яких прагнуть рішення диференціальних рівнянь, є аттрактори стійких систем, тобто притягають області в фазовому просторі, до яких з плином часу прагнуть траєкторії системи.

У разі якщо система потрапляє в поле тяжіння певного аттрактора, то вона неминуче еволюціонує до цього відносно стійкого стану. Фактично аттрактор може бути розглянутий як фактор порядку (параметр порядку для системи, що знаходиться в процесі самоорганізації) [44].

В останні роки все більша увага приділяється так званим «дивним аттракторам», які асоціюються з порогами стійкості і з «точками біфуркації». Особливістю таких станів є те, що в «точках біфуркації» динамічна система стає нестійкою щодо флуктуацій. В результаті багаторазових повторень експерименту динамічна система може виявитися в різних точках біфуркаційної павутини, що відповідає різним рішенням. На практиці це може означати структурну перебудову досліджуваної динамічної системи що походить під дією флуктуацій, які і визначають шляхи подальших еволюцій.

У понятті орбітальної стійкості розглядається не відстань між точками вихідної і збуреної траєкторій, а мінімальна відстань від точки збуреної траєкторії до орбіти, що відповідає вихідному руху. Орбітально стійкий рух може не бути стійким по Ляпунову.

Стійкість руху по Пуассону передбачає, що відповідна фазова траєкторія при $t \rightarrow \infty$ не покидає обмеженої області фазового простору. Перебуваючи в цій області нескінченно довго, вона неминуче буде повертатися в як завгодно малу область знаходження початкової точки. Часи повернення можуть відповідати періоду або квазіперіоду при регулярному русі і можуть являти собою випадкову послідовність, якщо рішення відповідає режиму динамічного хаосу.

Фактично стаціонарний стан називається стійким, якщо малі відхилення не виводять систему занадто далеко з області цього стаціонарного стану. Стаціонарний стан називається асимптотично стійким,

якщо малі відхилення від нього з часом загасають. Стаціонарний стан називається нестійким, якщо малі відхилення з часом збільшуються. Сталий стаціонарний стан являє собою найпростіший тип аттрактора.

Іноді використовують менш суворий критерій, розуміючи стійкість як обмеженість рішення зверху і знизу, тобто стійкість по Лагранжу. Для екосистем, представлених необмеженим числом постійно мінливих в часі процесів, цей вид стійкості може бути найбільш характерним. Наочна ілюстрація стійкості по Лагранжу, Пуассону і Ляпунову приведена на рисунку 2.2 [45].

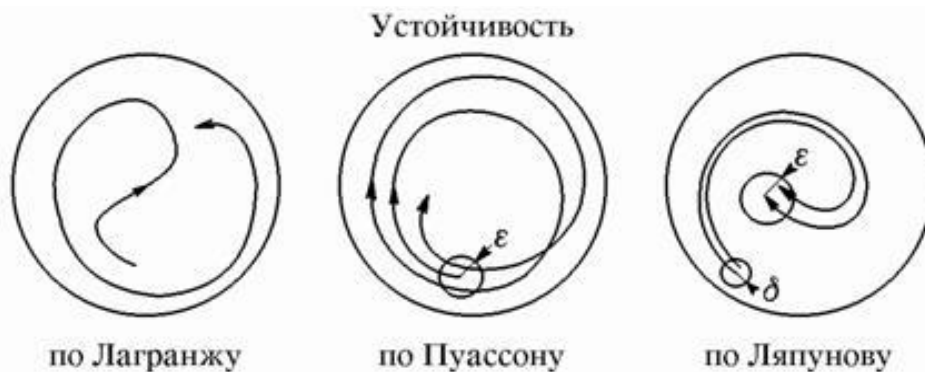


Рисунок 2.2 - Ілюстрація стійкості по Лагранжу (траєкторія залишається в замкнутій області), по Пуассону (траєкторія багаторазово повертається в ϵ -область стартової точки) і по Ляпунову (дві близькі на старті траєкторії залишаються завжди близькими).

У складних системах з підсистемами, що входять в багаторівневу організацію, складно говорити про стійкість, як в деякій точці в просторі станів (як у випадку стійкості по Ляпунову). Завжди необхідно враховувати ієрархію екосистеми і відповідно, «ієрархію стійкостей»: очевидна локальна нестабільність може перебувати в області стійкості вищого рівня. Стійкість в загальноприйнятому сенсі зазвичай має на увазі також здатність системи повертатися до свого попереднього стану після збурення. Таким чином, для екосистем стійкість може розглядатися, як здатність екосистеми у відповідь

на зовнішні збурення залишатися в деякій області істотних структурно - функціональних параметрів.

До другої групи належать моделі екосистем з характеристиками, зміна яких призводить до отримання кількісних оцінок станів екосистеми, порівняння яких дозволяє оцінити її стійкість. Можливий і підхід, який є синтезом цих двох груп, суть якого полягає в складанні математичної моделі функціонування екосистеми у вигляді диференціальних рівнянь, за допомогою яких визначаються параметри екосистеми відповідальні за її стійкість. Подібний підхід може бути реалізований при дослідженні впливу малих випадкових збурень на стійкість станів природних екосистем.

При розгляді стійкості природних екосистем найбільш значущим є не виявлення умов виконання стійкості в малому, а дослідження стійкості при значних, обмежених по модулю одиничних збурень.

Природна екосистема може мати кілька положень рівноваги, стійких до малих одиничних збурень, проте під дією збурень великої амплітуди система може переходити з одного стійкого стану в інший. Так, по Ляпунову подібна екосистема буде нестійка, проте з точки зору екології система цілком стійка. В цьому і полягають деякі протиріччя між поняттями стійкості по Ляпунову і поняттям стійкості в екології.

Слід зазначити, що абіотичні та біотичні складові екосистем за механізмом стійкості відмінні між собою. Стійкість абіотичних компонент досягається фізико-механічними і хімічними процесами перенесення, розведення, сорбції та міграції речовин. Стійкість біоти обумовлена здатністю адаптації організмів до впливу в результаті внутрішньої резистентності і за рахунок здатності до біохімічного розкладу токсичних сполук і зміни швидкостей обмінних процесів.

В окремих публікаціях робилися спроби отримання аналітичних залежностей для оцінки стійкості морських екосистем. Так, в [46] запропоновані функціональні залежності для оцінки стійкості абіотичних і

біотичних компонент екосистем внутрішніх морів до кліматичних змін. Для абіотичних компонент рівняння має вигляд:

$$\text{Stabl. A} = f(\alpha + \beta + \gamma + \delta + \lambda + \chi + \omega_1), \quad (2.13)$$

де $\alpha = V_{\text{вм}}/Q_{\text{пов.}}$ ($V_{\text{вм}}$ – об'єм водної маси моря; $Q_{\text{пов.}}$ – період повного водообміну);

$\beta = V_{\text{вм}}/V_{\text{річ.ст.}}$ ($V_{\text{вм}}$ – об'єм водної маси моря; $V_{\text{річ.ст.}}$ – обсяг сумарного річкового стоку в море);

$\gamma = P/E$ (P – обсяг атмосферних опадів на поверхню моря);

δ – індекс, що відображає площі мілководних заток і середню глибину моря;

λ – індекс стійкості поверхневих течій;

χ – індекс складності кліматоутворення з урахуванням географічного положення моря і його басейну;

ω – узагальнений індекс антропогенного впливу на абіотичні параметри морської екосистеми.

Для біотичних компонент залежність представлена як:

$$\text{Stabl. B.} = f(\psi + v + \tau + \phi + \omega_2), \quad (2.14)$$

де ψ – загальна кількість видів планктонних організмів;

v – загальна кількість видів макрзообентосу;

τ – загальна кількість видів риб;

$\phi = E_v / S_{\text{тен}}$ (співвідношення між кількістю видів еврибіонтів і стенобіонтів);

ω_2 – узагальнений індекс антропогенного впливу на біотичні параметри морської екосистеми (антропогенне токсичне забруднення, вплив на концентрацію біогенних речовин і вміст розчиненого кисню, інтенсивність промислу та інше).

Однак наведені функціональні залежності відображають лише факт виявлення і можливого впливу основних параметрів на стійкість морських екосистем. Практичне ж застосування цих залежностей вимагає уточнень виду рівнянь (поліноміального або мультиплікативного), що зв'язують визначальні і визначувані параметри, оцінки їх коефіцієнтів для виявлення ступеня впливу визначальних параметрів на ті, що визначаються, що можливо лише при проведенні натурних спостережень за станом екосистем (моніторингові дослідження). Однак слід зазначити, що суттєвим обмеженням подібних уявлень при оцінці стійкості є розгляд окремо біотичної і абіотичної компоненти екосистеми.

Для розробки ефективної методології оцінки стійкості морських екосистем необхідно використовувати методи, що поєднують в собі комплексність, інформативність та адекватність природним аналогам. Подібним вимогам відповідають методи інтегральної оцінки стійкості, які базуються на результатах натурних спостережень.

2.6 Методи інтегральної оцінки стійкості природних екосистем

В основу методик інтегральної оцінки динамічних систем і їх властивостей покладено принцип об'єднання численних характеристик, які відображають основні властивості функціонування, як природних, так і соціально-економічних систем та їх підсистем. У загальних випадках інтегральна оцінка зводиться до відбору найбільш інформативних показників (параметрів) або будь-яких критеріїв стану динамічної системи, визначення класів її стану, градацій стійкості за обраними класами (класифікації), вибору типу і правил нормування, вибору форми побудови індикатора, проведення згортки відібраних показників [47].

Необхідність отримання кількісних оцінок навантажень на екосистеми, перевищення яких може призвести до руйнування екосистеми (екологічної катастрофи), сприяла появі методології екологічного нормування, основою

якого є пошук норми стану природної екосистеми, норми впливу і відповідної реакції екосистеми на зовнішній вплив [48].

З метою кількісної оцінки стійкості морських екосистем найбільш доцільно використовувати показники природного або природно-антропогенного середовища, кількісне значення яких свідчить про їх поточний стан або зміну. Спочатку необхідно оцінити стійкість провідних абіотичних компонент і чинників середовища, які задають ритм біологічних процесів, а потім біологічних компонент (в різних екологічних системах). Ключовим питанням є вибір об'єктивних індикаторів стану морських екосистем, які свідчать про ступінь їх стійкості.

Стійкість біотичної компоненти екосистеми зазвичай досить висока, якщо більшість організмів здатні нормально функціонувати в широкому діапазоні значень фізичних і хімічних параметрів навколишнього середовища, тобто переважна частина біоти є еврибійонтами. Якщо ж біоценоз може існувати в дуже обмеженому діапазоні значень параметрів середовища, то більшість його представників є стенобійонтами і таке співтовариство, в більшості випадків, виявляється нестійким. На функціонування прибережних морських екосистем значний вплив мають гідрологічні процеси які здатні впливати на солоність води та на інші гідрохімічні параметри.

Для оцінки стійкості морських екосистем найбільш доцільне застосування інтегрального підходу, заснованого на розгляді кількісних значень біотичних, гідрологічних, океанологічних і гідрохімічних характеристик-індикаторів стану морських екосистем, здатних впливати на ступінь їх стійкості до зовнішнього техногенного впливу [49].

На основі результатів аналізу, оцінки ступеня і характеру впливу кліматичних, океанологічних і гідрологічних процесів на гідробіологічні процеси в морських екосистемах північних морів в [50 - 52] розглянуто 15 основних розрахункових характеристик -індикаторів. До них віднесені:

– співвідношення видів стенобійонтів і еврибійонтів у складі іхтіофауни (S / E-Fs);

- співвідношення видів стенобіонтів і еврибіонтів в складі макрозообентосу (S / E-MB);
- співвідношення видів стенобіонтів і еврибіонтів в складі вищої водної рослинності (макрофітів) (S / E-MFt);
- індекс Шеннона (InSh);
- індекс вираженості екотона (InE-E);
- індекс відновлення (регенерації) фауни (InRF);
- співвідношення обсягу морської акваторії і надходження в неї річкового стоку в середньому за 30 років (ΔR - M-30);
- обсяг річкового стоку в морську акваторію за сезон з найбільшою водністю в середньому за 30 років в порівнянні із середнім річним значенням стоку за даний період, % (VRs / VRe-30);
- глибина осінньо-зимової конвекції, м (H-Con);
- висота припливів в середньому за рік, см (H- Flad);
- концентрація кисню біля дна в середньому за рік, в середньому за 30 років (C-O₂E-30);
- кількість днів у році з гіпоксією в придонному шарі в середньому за 30 років (N-Gip-B-30);
- амплітуда коливань солоності води в середньому за 30 років на поверхні, % (ΔS -S-30);
- амплітуда коливань солоності води в середньому за 30 років біля дна, % (ΔS -B-30).

Встановлено діапазони мінливості наведених характеристик і відповідні їм класи від 1 до 7.

Залежно від характеру і обсягу спостережень в конкретній акваторії використовувалися три варіанти інтегрального індексу оцінки стійкості: IASE1, заснованого на обліку 6 структурних біоценотичних індикаторів; IASE2, що ґрунтується на обліку 9 індикаторів (структурних біоценотичних і динамічних гідрологічних); IASE3, що ґрунтується на обліку 15 індикаторів (структурних біоценотичних, динамічних гідрологічних і динамічних океано-

логічних). Введена шкала нормування біоценотичних індикаторів стійкості морської екосистеми для іхтіофауни, макрозообентосу і макрофітів, у вигляді співвідношення стенобіонтів і еврибіонтів. Для океанологічних характеристик глибина осінньо-зимової конвекції, середня за рік висота припливів і середня за 30 років концентрація кисню біля дна. Певна сума балів відповідала якісній характеристиці ступеня стійкості конкретної екосистеми.

Більш точна оцінка стійкості отримана шляхом узагальнення сум класів для кожної з виділених груп характеристик на основі застосування інтегрального індексу стійкості IASE (Integrated Assessment of Sustainable Existence) і його варіантів. Так для IASE1 (структурні біоценотичні індикатори) адитивна складова має вигляд:

$$IASE1 = \Sigma(S/E - F_{sw} + S/E - MB_w + S/E - MF_{tw} + InShw + InE - E_w + InRF_w), \quad (2.15)$$

Для IASE2 (структурні біоценотичні і динамічні гідрологічні індикатори):

$$IASE 2 = \Sigma(S/E - F_{sw} + S/E - MB_w + S/E - MF_{tw} + InShw + InE - E_w + InRF_w + V_{Sea}/V_{Runw} + \Delta R - M - 30w + V_{Rs}/V_{Re} - 30w). \quad (2.16)$$

Для IASE 3 (структурні біоценотичні, динамічні гідрологічні та динамічні океанологічні індикатори):

$$IASE3 = \Sigma(S/E - F_{sw} + S/E - MB_w + S/E - MF_{tw} + InShw + InE - E_w + InRF_w + V_{Sea}/V_{Runw} + \Delta R - M - 30w + V_{Rs}/V_{Re} - 30w + H - Conw + H - Fladw + C - O2E_w + N - Gip - B_w + \Delta S - S - 30w + \Delta S - B - 30w), \quad (2.17)$$

Методологія оцінки стійкості морських екосистем полягала в оцінці стійкості по групах індикаторів, потім проведення інтегральної оцінки стійкості екосистем конкретних акваторій за індексами AISE (варіанти 1, 2,

3), зонування морських акваторій за стійкістю їх екосистем, а також в розробці практичних рекомендацій щодо просторового планування розміщення об'єктів морської інфраструктури та раціонального використання морських біологічних ресурсів.

Подібна методологія грішить надмірною складністю і суб'єктивізмом в бальних оцінках значущості індикаторів стійкості, але в той же час сприяє проведенню детальних досліджень (моніторингу) станів окремих морських екосистем за значний часовий період.

Дещо інший підхід для оцінки екологічної стійкості вод наведено в [53]. В якості комплексного показника екологічного стану (КПЕС), що характеризує екологічну стійкість вод застосований показник який враховує концентрацію забруднюючої речовини в морській воді (ГДК) та лімітуючу ознаку шкідливості (ЛОШ) (токсілогічну, санітарно-токсілогічну, органолептичну, рибогосподарську і загальносанітарну). Рівняння для шкідливих речовин, що відносяться до одного і того ж ЛОШ має вигляд:

$$\text{КПЕС}_j = 1 - \sum_{i=1}^n (\text{П}_i / \text{Н}_i)_j, \quad (2.18)$$

де П_i , Н_i - відповідно концентрація і норма (ГДК) i -ї речовини.

Для параметрів загальних вимог, до яких відносяться розчинений кисень, рН і інші показники, КПЕС визначається за формулою:

$$\text{КПЕС}_{\text{заг.вимог.}} = (1/n) \sum_{i=1}^n \text{ПЕС}_i, \quad (2.19)$$

де n - кількість параметрів загальних вимог;

ПЕС_i - показник екологічного стану по i -му параметру загальних вимог.

Якщо норма являє собою гранично допустимі значення параметра, то ПЕС_i обчислюється за формулою:

$$\text{ПЕС}_i = (H_i - \Pi_i) / H_i , \quad (2.20)$$

Якщо ж норма є мінімально допустимим значенням, то використовується співвідношення:

$$\text{ПЕС}_i = (\Pi_i - H_i) / H_i , \quad (2.21)$$

Середнє значення $\text{КПЕС}_{\text{заг.вим.}}$ знаходиться як середнє арифметичне всіх обчислених значень КПЕС.

Чим менше значення концентрації забруднюючої речовини у воді, тим вище значення КПЕС і тим вища екологічна стійкість вод до забруднення.

Оцінка екологічного стану водного об'єкта проводиться за оціночними параметрами $\text{КПЕС}_{\text{сер}}$ і $\text{КПЕС}_{\text{мін}}$:

- якщо $\text{КПЕС}_{\text{сер}}$ и $\text{КПЕС}_{\text{мін}} > 0$, то екологічний стан об'єкта оцінюється як стійкий;

- якщо $\text{КПЕС}_{\text{сер}} > 0$, а $\text{КПЕС}_{\text{мін}} < 0$, то екологічний стан об'єкта оцінюється як стійкий в середньому з осередками нестійкості (осередками нестійкості можуть бути речовини, концентрація яких близька або дорівнює ГДК);

- якщо $\text{КПЕС}_{\text{сер}}$ та $\text{КПЕС}_{\text{мін}} < 0$, то екологічний стан водного об'єкта оцінюється як нестійкий.

Також, в доповнення до КПЕС, вводиться показник екологічної надійності вод (ЕН), який визначається як ймовірність перевищення $\text{КПЕС}_{\text{сер}}$ нульового значення, що відповідає межі стійкості:

$$\text{ЕН} = 1 - \chi^2 / (2N - M + 0,5 \chi^2) , \quad (2.22)$$

де χ^2 - значення функції «хі квадрат» при довірчій ймовірності, що приймається рівною 0,9;

N - загальне число значень $\text{КПЕС}_{\text{сер}}$;

M - число значень $KПЕС_{сер}$ менших критичного нульового значення.

Рівень надійності вважається високим при $ЕН \geq 0,9$; прийнятний рівень при $0,9 > ЕН \geq 0,8$; низький рівень при $ЕН < 0,8$.

У разі, якщо $ЕН$ є негативною величиною, $ЕН$ приймається рівною нулю. При нестійкому екологічному стані екологічна надійність дорівнює нулю.

По суті наведена методологія відповідає найбільш поширеному бально-індексному підходу, який використовується для оцінки стану водних об'єктів за рівнями забруднення. Незважаючи на критику подібного підходу, який полягає у віднесенні його до рекогносцирувального етапу, необхідного лише для побудови оціночних шкал [48, 54], слід зазначити, що саме оціночні шкали можуть служити параметрами фазових портретів, які відображають основні риси поведінки екосистеми в часі.

Більш глибоке вивчення стану морських екосистем та його стійкості до внутрішніх і зовнішніх негативних впливів можна отримати за допомогою математичного моделювання. Так, для оцінки стану і стійкості прибережних вод Одеського регіону застосована математична модель AQUATOX, яка являється останньою із серії моделей водних екосистем розроблених в межах Міжнародної Біологічної Програми, що об'єднала алгоритми роботи моделі CLEAN та PEST, призначених для прогнозування та аналізу екологічного стану водного середовища [55]. Проте подібна методологія в основному використовується суто науковими організаціями, які займаються дослідженням стану водних екосистем на базі їх всебічного вивчення та прогнозу. Для швидких же оперативних оцінок стійкості морських екосистем до рівнів забруднення вод викликаних морегосподарської діяльністю більш прийнятний бально-індексний підхід, що є предтечею математичного моделювання.

Збалансований розвиток морських екосистем неможливий без раціонального використання запасів моря з метою отримання і поліпшення наданих ними екосистемних послуг. Оскільки прибережні райони є зоною

інтенсивного розвитку небезпечних явищ і процесів, які призводять до шкоди морському середовищу і втрат екосистемних послуг, для оцінки негативних наслідків антропогенного впливу найбільш доцільно, в сукупності з критеріями сталого розвитку, застосовувати й економічні оцінки, на яких базуються економіко-екологічні обмеження для морегосподарської діяльності. В якості такої оцінки використовується розрахунок збитку від забруднення навколишнього середовища, як головного виду антропогенних впливів, який оцінюється під час реалізації програми (проекту) або в ході господарської діяльності.

Негативний вплив забруднення часто носить короткочасний характер, сприяючи нестійкому стану екосистем в незначному часовому інтервалі та зниженню їх здатності щодо надання екосистемних послуг. У зв'язку з цим, до витрат морегосподарської діяльності слід віднести втрати вартості екосистемних послуг, пов'язані з нанесення шкоди морській екосистемі.

У деяких випадках, ґрунтуючись на інтуїтивних уявленнях екологів, можна вважати, що екосистема буде стійка, якщо траєкторія у фазовому просторі станів не виходитиме за межі деякої заданої області при збуреннях досить широкого спектра. Гносеологічно такий підхід цілком виправданий, бо аналіз стійкості екосистеми дозволяє формулювати різні гіпотези про закономірності її функціонування [55].

Для оцінки стійкості морських екосистем на незначних тимчасових 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. Завдання обробки результатів натурних спостережень полягає в тому, щоб розділити обидва простори на деякі підпростори і встановити відповідність класів простору ознак і класів простору функції мети. При цьому класифікація полягає у вказанні 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. Детально метод побудови інтегрального показника «доброї» якості морських вод на основі компонентного аналізу приведений в [23]. За допомогою цього методу, задаючи матрицю стандартів стану морських екосистем, що визначають рівні забруднення, можлива і оцінка стійкості на основі параметричного підходу, за допомогою розгляду фазових портретів (в просторі перших головних компонент) матриці результатів натурних спостережень за станом біотичних і абіотичних параметрів. Подібна методологія наведена в [56-57]. Слід зазначити, що для морських екосистем які відрізняються своїми специфічними властивостями повинні бути сформовані свої стандартні матриці стану або стійкості. Так, відповідно до районуванням ПЗЧМ [58] виділено 7 основних квазіоднорідних районів і 21 локальна морська екосистема, що відрізняються своїми специфічними властивостями (в різні гідрологічні сезони), для яких необхідне формування відповідних стандартних матриць стану або класів стійкості.

Нажаль, незважаючи на виняткову актуальність проблеми стійкості і пов'язаної з нею проблема уразливості водних екосистем, вони поки не отримали достатньо чіткого визначення в сучасній гідрології та океанології.

В цілому, для реалізації ефективної діяльності в області захисту морського середовища, оцінку стійкості морських екосистем на початкових етапах доцільно проводити на основі бальних оцінок, одержуваних в результаті проведення спостережень за станом біотичних і абіотичних компонент. Подібна методологія, що базується на результатах окремих експедиційних досліджень, сприяє одержанню адекватної оцінки стану і стійкості морських екосистем і може служити вихідною інформацією для проведення математичного моделювання.

Серед усіх антропогенних порушень, згідно Конвенції про захист Чорного моря від забруднення (Бухарест, 1992 р.), найбільш сильним негативним чинником, що впливає на екосистему Чорного моря і, в першу

чергу, систему ПЗЧМ, є евтрофікація [58]. Евтрофікація в основному викликана надлишком азоту і фосфору, що веде до збільшення синтезу органічних сполук у водних екосистемах. Це породжує ряд серйозних негативних наслідків, наприклад, зниження прозорості води, інтенсивний розвиток нитчастих водоростей і заростання берегової лінії, масове «цвітіння» водоростей у відкритих районах моря і дефіцит кисню в придонних шарах. Багато видів мікроскопічних синьо-зелених водоростей токсичні для людей і тварин. Евтрофікація веде до порушення якості морського середовища і позбавляє людей можливості користуватися екосистемними послугами.

Крім збитків для рибогосподарської галузі, антропогенна евтрофікація морських вод спричиняє великі втрати в інших галузях економіки та соціальної сфери. За експертними оцінками, економічні збитки від порушення стану довкілля української частини Азовського і Чорного морів становлять щорічно 1,7 млрд. грн. [59-60].

Універсального методу оцінки рівня евтрофікації (трофності) морських вод і застосовуваних на практиці загальноприйнятих методик до теперішнього часу не існує. Для кожного дослідження переважає суб'єктивний авторський підхід, зазвичай пов'язаний з вибором показників і їх кількістю при розрахунках різних екологічних індексів. Зазвичай головне обмеження всіх пропонованих методів пов'язане з кількістю вимірюваних гідрохімічних і біологічних параметрів морського середовища. Серед найбільш часто рекомендованих для наукових досліджень і використання в програмах державного моніторингу стану природного середовища в морях ЄС, особливо в рамках ХЕЛКОМ, знаходяться розрахункові індекси E-TRIX і BEAST [61].

Індекс E-TRIX є інтегральним комплексним показником, який пов'язує характеристики потенційного рівня первинної продукції фітопланктону (вміст фотосинтетичних пігментів, в основному хлорофілу «а») і

концентрацію необхідних для розвитку мікробіодоростей поживних біогенних речовин (сполуки азоту, фосфору і кремнію).

У розрахунковій формулі E-TRIX використовуються стандартні і найбільш часто вимірювані гідрохімічні і гідробіологічні характеристики морських вод:

$$E - TRIX = [\log(Ch \cdot D\%O \cdot N_M \cdot P_0) + 1,5] / 1,2, \quad (2.23)$$

де Ch - концентрація хлорофілу «а», мкг / л;

D%O - відхилення в абсолютних значеннях розчиненого кисню від 100% насичення;

N_M - концентрація розчинених форм мінерального азоту, мкг/л;

P₀ - концентрація загального фосфору, мкг/л.

Індекс E-TRIX змінюється відповідно до рівня евтрофікації (трофності) вод в межах від 0 до 10, а оцінка категорії трфності і рівня якості вод здійснюється за величиною індексу (таблиця 2.2)

Таблиця 2.2 - Шкала оцінки якості вод за методом E-TRIX

Значення E-TRIX	Рівень трфности	Якість вод	Характеристика якості вод
< 4	Низький	Висока	Висока прозорість вод, відсутність аномалій кольору води, відсутність пересичення і недосищеним розчиненого кисню.
4 - 5	Середній	Добре	Епізодичні випадки зменшення прозорості вод, аномалій кольору води, гіпоксії придонних вод.
5 - 6	Високий	Посереднє	Низька прозорість вод, аномалії кольору води, гіпоксія придонних вод і епізодичні випадки аноксії.
> 6	Дуже високий	Погане	Висока мутність вод, великі аномалії кольору води, регулярна гіпоксія на великих просторах і часта аноксія придонних вод, загибель бентосних організмів.

Метод BEAST (The Black Sea Environmental Assessment Tool), що використовується для оцінки якості морських вод і їх рівня трофності, є модифікацією раніше розробленого методу HEAT (HELCOM Eutrophication Assessment Tool) [62]. Основні принципи методу BEAST засновані на екологічних дескрипторах і пов'язані з визначенням евтрофікації згідно WFD: (I) - концентрація біогенів; (II) - рівень «цвітіння» водоростей, (III) - прозорість води, (IV) - поширення і частота зустрічання тварин і рослин, (V) - рівень кисню.

Для проведення оцінки використовуються:

RefCon - фонове значення параметра;

Target - цільове значення параметра;

AcDev - допустиме відхилення від фонового значення (RefCon);

AcStat - значення параметра за результатами вимірювання, сучасне значення;

EQR (The Ecological Quality Ratio) - характеризує оцінку якості вод по трофності.

RefCon є значенням показника якості води, який характерний для високої якості вод або існує з мінімальними антропогенними змінами (еталонне або цільове значення). Використовується в методі BEAST для порівняння ступеня зміни в навколишньому середовищі. Застосовуються три варіанти отримання значень RefCon: 1 - референтні сайти, 2 - історичні дані і 3 - моделювання. Експертна оцінка може бути використана як доповнення для уточнення результатів розрахунку просторових моделей або якщо комбінація 1, 2, 3 неможлива з різних причин. Розрахунок RefCon в методі BEAST заснований на історичних даних і експертній оцінці. Цільові значення (Target) визначаються за даними фонових величин, які були до періоду евтрофікації (позначаються в методиці як RefCon) з урахуванням допустимих відхилень від фону. Цільові значення Target приймаються для параметрів, які зростають при збільшенні евтрофікації:

$$\text{Target} = \text{RefCon} + 0,5 \cdot \text{RefCon}, \quad (2.24)$$

та для параметрів, які зменшуються при збільшенні евтрофування:

$$\text{Target} = \text{RefCon} - 0,2 \cdot \text{RefCon}, \quad (2.25)$$

Оцінка якості вод EQR (The Ecological Quality Ratio) в даній методиці визначається як відношення фактичних значень спостережуваних параметрів (позначаються в методиці як AcStat) до цільових значень (Target). Розрахунки показника EQR виконуються для кожного індикатора згідно співвідношенню $\text{AcStat} / \text{Target}$ і далі усереднюються в кожній групі індикаторів при рівнозначному внеску або з урахуванням прийнятої часткової частини. Частковий внесок кожного індикатора встановлюється на основі експертної оцінки і знаходиться в межах від 25% до 75%, при сумі всіх індикаторів в групі 100%. У групі неорганічного фосфору й азоту частковий внесок цих індикаторів зазвичай приймається 70% і 30%, відповідно.

Для оцінки ступеня евтрофікації входять три групи індикаторів: неорганічний фосфор і азот; хлорофіл, біомаса фітопланктону, прозорість вод, завислі речовини; розчинений кисень; придонні безхребетні тварини. Набір індикаторів може змінюватися в залежності від набору їх визначення, зменшуватися або збільшуватися від кількості фактично визначених параметрів. Остаточна оцінка якості та трофності вод відповідає найбільшому значенню середніх EQR трьох груп індикаторів. Кінцева оцінка якості вод знаходиться в діапазоні від 0,5 до 2 і відповідає 5 класам (табл. 2.3).

Фактично використання цих методів базується на методології класифікації. При цьому слід зазначити досить обґрунтований вибір параметрів, що визначають механізм евтрофікації морських вод. Однак подібні схеми класифікації не містять наукових передумов про структуру взаємного розташування об'єктів у факторному просторі, а також про ступінь взаємозв'язку між параметрами.

Таблиця 2.3 - Шкала оцінки якості вод за методом BEAST.

Межі класу якості	Значення EQR	Клас якості
EQR «RefCon»/«High»	< 0,5	High
EQR «High»/«Good»	0,5 - 1	Good
EQR «Good»/«Moderate»	1,01 - 1,5	Moderate
EQR «Moderate»/«Poor»	1,51 - 2	Poor
EQR «Poor»/«Bad»	> 2	Bad

Більш обґрунтованим, з математичної точки зору, є метод класифікації заснований на компонентному аналізі, що дозволяє виявити найбільш істотні сторони в характері розподілу об'єктів (сукупності параметрів, що визначають стан евтрофікації вод) в факторному просторі. Так, відповідно до районування, проведеному в УкрНЦЕМ [63, 58], а також з урахуванням параметрів, вибраних для оцінки евтрофікації морських вод ПЗЧМ, можлива матриця стандартів якості/стійкості екосистеми Дунайського району ПЗЧМ в літній період представлена в таблиці 2.4, а значення центрованих і нормованих даних, та координат на осях стандартів представлені в таблиці 2.5. Для обчислення власних значень і власних векторів центрованої і нормованої кореляційної матриці стандартів використовується ітераційний алгоритм Якобі, що дозволяє апроксимувати власні значення діагоналю матриці.

Після проведення натурних спостережень проводиться проектування значень параметрів, представлених в таблиці 2.4, в простір перших головних компонент матриці стандартів. В результаті проектування проводиться

оцінка приналежності стану екосистеми (на кожній гідрологічній станції) до відповідного рівня евтрофікації за допомогою формули:

$$R_{\min} = ((x_i - x_{sj})^2)^{1/2}, \quad (2.26)$$

де R_{\min} - мінімальна відстань від координати i -го реального стану забруднення до j -го стану, що визначає клас якості;

x_i - координата i -го реального стану;

x_{sj} - координата j -го рівня забруднення.

Окремо слід відзначити, що в залежності від поставлених завдань перелік параметрів, використовуваних для оцінки стану вод, може бути доповнений або повністю змінений. Однак методика розрахунку комплексних критеріїв (проекцій вектор-рядків матриці якості) на координатні осі перших головних компонент залишається без змін.

Таким чином, скалярними величинами, а фактично комплексними критеріями, що визначають класи якості морських вод є координати станів на числових осях перших головних компонент матриці стандартів.

Перевага даного методу, незважаючи на суб'єктивний підхід у виборі переліку параметрів і рівнів їх мінливості, перед методами E-TRIX і BEAST, полягає в можливості виявлення найбільш значущих параметрів і їх сукупності, що впливають на стан морських екосистем. Іншою, найбільш значущою перевагою інтегрального підходу, заснованого на компонентному аналізі, є можливість зміни переліку та діапазону мінливості параметрів в стандартній матриці, що надає можливість оперативних оцінок стану біотичних і абіотичних компонент морського середовища.

Таблиця 2.4 - Значення параметрів матриці стандартів (стійкості до евтрофікації) Дунайського району ПЗЧМ для літнього періоду

Клас якості	Хар-ка стійкості	P(PO ₄) мкг/дм ³	TP мкг/дм ³	N(NO ₂) мкг/дм ³	N(NO ₃) мкг/дм ³	N(NH ₄) мкг/дм ³	DIN мкг/дм ³	TN мкг/дм ³	Si мкг/дм ³	Хлорофіл "а" (мг/дм ³)	Прозорість м	O ₂ мг/дм ³
1 (Високий)	дуже стійкі	5	8	0.5	5	9	15	74	10	0.5	13	12
2 (Добрий)	стійкі	8	32	5	18	10	33	550	1000	1.2	11	11
3 (Задовільний)	помірно стійкі	12	48	7	27	16	50	750	2000	1.8	6	10
4 (Слабкий)	слабо стійкі	64	115	67	1800	250	1800	2100	3800	3.5	3	9
5 (Поганий)	нестійкі	85	145	85	2300	300	2200	2600	4800	4.5	1	8

Таблиця 2.5 - Значення центрованих і нормованих даних та координат на осях матриці стандартів

Клас якості	Хар-ка стійкості	P(PO ₄)	TP	N(NO ₂)	N(NO ₃)	N(NH ₄)	DIN	TN	Si	Хлорofil-а	Прозорість	O ₂	Коорд X1	Коорд X2
1(Вис.)	дуже стійкі	-0,3725	-0,4496	-0,3834	-0,3594	-0,3711	-0,36412	-0,4516	-0,4919	-0,45	0,5166	0,5	1,320	-0,360
2 (Хор.)	стійкі	-0,335	-0,2744	-0,3301	-0,3538	-0,3677	-0,35588	-0,2631	-0,2812	-0,275	0,35	0,25	0,911	0,105
3 (Зад.)	помірно стійкі	-0,285	-5,7080	-0,3065	-0,3498	-0,3470	-0,3687	-0,1840	-0,0685	-0,125	0,0666	0	0,471	0,387
4(Слаб.)	слабо стійкі	0,365	0,3313	0,4035	0,4226	0,4570	0,452815	0,3504	0,3144	0,3	0,3166	-0,25	-,861	0,130
5 (Пог.)	нестійкі	0,6275	0,5503	0,6165	0,6405	0,6288	0,635881	0,5483	0,5272	0,55	0,4833	-2,5	-1,841	-0,263

3 МЕТОДОЛОГІЯ ОЦІНКИ РИЗИКІВ МОРСЬКОГО ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ

3.1. Основні положення оцінки ризиків природних систем

В даний час немає чіткого визначення поняття «ризик». В окремих випадках цей термін ототожнюється з небезпекою, що оцінюється ймовірністю виникнення несприятливих подій або процесів, що призводять до таких подій без урахування їх наслідків [64]. В інших випадках ризик розглядається як багатокомпонентне поняття, що складається з двох компонент - перша компонента враховує ймовірність події, друга - можливі наслідки, тобто ризик характеризується як двомірна величина, яка складається з можливості події і обсягу викликаних подією наслідків (збитків) [1].

Фактично ризик, на відміну від небезпеки, не розглядається у відриві від можливих наслідків, а є кількісною мірою небезпеки з урахуванням її наслідків, прояви яких завжди приносять екологічний, економічний і соціальний збиток. Отже, оцінка ризику повинна бути пов'язана з оцінкою збитку. У США, екологічний ризик також розглядається як двокомпонентний і включає в себе ймовірність виникнення небажаної події екологічного характеру, а також можливі збитки від цієї події. Останньому приписують магнітуду (рівень) і, таким чином, ризик визначається як добуток імовірності настання події на магнітуду наслідків. З точки зору динамічних систем ризик - це ймовірність втрати стійкості траєкторій руху системи до наміченої мети.

У методологічному плані, екологічний ризик - це ризик порушення динамічної рівноваги в екологічних системах, який в результаті техногенного впливу або природних процесів, призводить до зміни параметрів біотичних і абіотичних компонент. Для екологічних систем ризик пов'язаний з

джерелами внутрішнього і зовнішнього впливу, значна частина яких припадає на господарську діяльність.

Для динамічних процесів, що відбуваються в екосистемах, критерії екологічного ризику адекватні мірі відхилення траєкторії еволюції екосистеми від траєкторії, при якій шкода, завдана навколишньому середовищу, дорівнює нулю або зведена до мінімуму. У цьому випадку порівняння розбіжностей траєкторій може бути оцінене як міра екологічного ризику, тобто фактично ризик може розглядатися як імовірна характеристика несприятливого результату в умовах невизначеності.

В цілому, методологія оцінки ризику повинна базуватися на оцінках ймовірності виникнення надзвичайних ситуацій і розрахунку можливого збитку. У найбільш вдалому трактуванні мається на увазі, що екологічний ризик це - добуток ймовірності події на величину збитку, отриманого в результаті здійснення цієї події [65].

Існують два основні підходи до визначення економічного збитку, що наноситься в результаті антропогенного впливу на водне середовище - непрямий [66] и реципієнтний [67]. Методологія непрямого підходу призводить до заниженої оцінки матеріальних збитків, оскільки, в межах зони негативного впливу не враховуються локальні збитки, заподіяні усім видам реципієнтів (користувачам ресурсами моря).

Визначення економічного збитку на основі реципієнтного підходу (прямого розрахунку збитку, що наноситься кожному реципієнту) дозволить отримати найбільш достовірні результати в порівнянні з непрямим підходом, оскільки одним з основних питань, що вирішуються при цьому підході, є оцінка чутливості екосистеми до різних видів антропогенного впливу.

Таким чином, при оцінці екологічних ризиків морегосподарської діяльності в першу чергу необхідно оцінити стан морських екосистем, їх стійкість в результаті антропогенного впливу, а також збиток, викликаний негативним впливом господарської діяльності.

У загальному випадку «екологічні» ризики викликані загрозою стану навколишнього середовища, виснаженням ресурсів і природними катаклізмами, в сукупності з ризиками для життя і здоров'я людей. Однак часто екологічні ризики розглядаються окремо від ризиків, що загрожують здоров'ю людей, вважаючи найсерйознішими глобальну зміну клімату, зміну компонентів довкілля, загибель популяцій, втрату стійкості екосистем до забруднення та біологічного різноманіття.

В цілому, екологічні ризики можна визначити як ризики економічних втрат або шкоди, завданої погіршенням стану навколишнього середовища, як екосистемам, так і екосистемним послугам [65].

Найбільш загальною моделлю оцінки екологічного ризику є показник середнього ризику, що розраховується відповідно до [64]:

$$\mathbf{R} = \sum_{n,m} P_{ij} \mathbf{X}_i, \quad (3.1)$$

де: \mathbf{R} - кількісна міра ризику (середній ризик), що виражається в тих же показниках, що і збитки;

P_{ij} - ймовірність отримання збитків розміру \mathbf{X}_i в результаті настання несприятливої події j -го типу;

\mathbf{X}_i - величина збитку, виражена у відповідних показниках (як правило, у вартісному вираженні);

n, m - число можливих варіантів шкоди, які можуть бути при настанні несприятливої події, включаючи і нульову шкоду.

Однак наведена вище залежність (3.1) є тільки загальним показником оцінки екологічного ризику, для його більш детального розгляду використовується різна методологія, заснована на аналізі поведінки динамічних систем, їх модельному представленні. Також застосовуються експертні та аудиторські підходи, в яких присутня значна частка суб'єктивізму.

3.2 Методологія оцінки екологічних ризиків на базі теорії динамічних систем

В цілому, методологія оцінювання екосистемних ризиків морського природокористування повинна ґрунтуватися на факторах стійкості екосистеми до впливів антропогенного характеру, викликаних морегосподарською діяльністю. Крім цього, дана методологія повинна враховувати збиток, що наноситься результатами такого впливу, як на стан морської екосистеми, так і на екосистемні послуги, тобто виражатися залежністю, яка визначає математичне очікування екосистемного ризику, пов'язаного з морегосподарською діяльністю::

$$R_{\text{мо.}} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^k (P_{i,j}^{\text{ст.}} + P_{i,j}^{\text{кр.}}) Z_{i,j}, \quad (3.2)$$

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

$P_{i,j}^{\text{ст.}}$, j - імовірність втрати стійкості i -тої екосистеми, яка призвела до зниження вартості j -тої екопослуги;

$P_{i,j}^{\text{кр.}}$, j - імовірність критичного стану i -тої екосистеми, яка призвела до зниження вартості j -тої екопослуги;

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

В цілому, ймовірність втрати стійкості пов'язана з розвитком несприятливих фазових траєкторій, що призводять до їх віддалення від зони тяжіння аттрактора, яка може бути оцінена сумою ймовірностей розвитку несприятливих траєкторій $\sum P_i(X_i)$, де $X_i = X_1(t), X_2(t), \dots, X_N(t)$ набір всіх можливих несприятливих траєкторій стану системи [68].

Ґрунтуючись на методології теорії динамічних систем, оцінка ймовірності втрати стійкості, при бально-індексному підході, полягає в

побудові і аналізі параметричних фазових портретів, де в якості незалежних координат використовуються значення перших головних компонент сукупності параметрів, що визначають стан морських екосистем. Проблема оцінки ймовірностей втрати стійкості в подібній методології полягає в необхідності мати в своєму розпорядженні досить велику кількість вимірювань станів екосистеми необхідних для побудови фазових портретів. Одним із способів подолання подібної проблеми може бути складання і рішення стохастичного диференціального рівняння Фоккера-Планка-Колмогорова (ФПК). Рівняння ФПК описує еволюцію кривих щільності ймовірностей в часі, що еквівалентно заданням нескінченного числа моментів. Однак на практиці, як правило, обмежуються трьома першими моментами функції розподілу.

Як відомо стаціонарним рішенням ФПК-рівняння є сімейство кривих Пірсона для прогнозування мінливості функції щільності ймовірностей (ФЩЙ) координат станів [69]. Детальний опис мінливості ФЩЙ становить окрему математичну задачу.

На феноменологічному рівні опис нестійкого стану за допомогою ФПК-рівняння призводить до появи полімодальності і наявності «важких» хвостів розподілів в сімействі кривих Пірсона, що пов'язано з нестійкістю моментів за рахунок «викидів» на фоні більш-менш стійкої статистичної сукупності [69]. З практичної точки зору, наявність ореолів нестійкості в стані морської екосистеми може бути визначена за допомогою ідентифікації аномалій або викидів в параметричному просторі сукупності вимірювань. В УкрНЦЕМ розроблено алгоритм і реалізована комп'ютерна програма візуальних представлень «центру ваги», свого роду точки тяжіння аттрактора зосереджених і нормованих даних (результатів моніторингу) в просторі перших головних компонент, з подальшою візуалізацією аномальних викидів (горизонту спостережень і номерів станцій моніторингу). Надалі, в мірі накопичення даних, проводиться ортогональне проектування результатів спостережень на «аномальних» станціях в простір матриці стандартів, з

метою ідентифікації стану забруднення або рівнів стійкості екосистеми в районах цих станцій. Також подібна процедура може сприяти виявленню джерел негативного впливу, пов'язаних з морегосподарською діяльністю на стан морських акваторій. Текст програми візуального представлення аномалій, написаний на ФОРТРАН 77, наведено в Додатку.

Критичний стан морської екосистеми може виникнути в результаті стрибкоподібної зміни стійкого стану навіть при невеликій зміні її параметрів. Методологія оцінки ймовірності критичного стану базується на теорії катастроф, яка дає можливість досліджувати стрибкоподібні зміни процесів [70]. Несподівана втрата стійкості, що відповідає хаосу в природних системах, можемо відбутися при впливі на систему навіть малих випадкових збурень типу білого шуму. Фізична природа виникнення цього ефекту - нестійкість траєкторій системи в фазовому просторі. Фактично подібне явище призводить до появи так званих «хаотичних» або «дивних атракторів», які вкрай чутливі до зміни початкових умов, що призводить до значної розбіжності близьких один до одного траєкторій. Методологія дослідження появи і поведінки «дивних атракторів» заснована на аналітико-чисельних методах і передбачає наявність динамічних рівнянь переміщення точок станів системи в фазовому просторі. Досить докладна методологія дослідження поведінки «дивних атракторів» приведена в [71].

Крім імовірнісних характеристик, що визначають втрату стійкості і рівень критичного стану морської екосистеми, в рівняння (3.2) входить величина збитку, викликана втратою вартості морських екопослуг, яка вимірюється в грошових одиницях і розглядається як один з основних фінансових механізмів, покликаних подолати протиріччя між економікою та екологією. Про важливість економічних оцінок екосистем зазначено в [72]. Методологія оцінки величини збитку, що наноситься морським екопослугам приведена в [73]. Суть її полягає в оцінці вартості розглянутої екосистеми, яка в основному включає вартість послуг, що забезпечують, і культурних екосистемних послуг. В результаті морегосподарської діяльності, яка

призвела до значного забруднення морського середовища, може бути знижена вартість цих екосистемних послуг, що рівносильно збитку, що наноситься споживачам екологічних послуг.

У загальному випадку, негативний вплив об'єктів і видів морегосподарської діяльності на морські екологічні послуги може бути оцінений за допомогою рівняння, що визначає вартість, а точніше зниження вартості екопослуг у результаті забруднення моря:

$$V_i^3 = V_i - Z_i, \quad (3.3)$$

де V_i^3 - вартість і-тої морської екопослуги після забруднення морського середовища, грн.;

V_i - вартість і-тої морської екопослуги до забруднення, грн.;

Z_i - економічний збиток, нанесений і-тій морській екопослузі в результаті забруднення морського середовища, грн.

Окремо слід відзначити, що в багатьох країнах вже проведена і проводиться оцінка вартості основних екосистемних послуг [74-77].

Для проведення оперативних розрахунків або експрес оцінок в прибережних водах найбільш доцільно використовувати метод укрупненої економічної оцінки збитку, що розраховується за формулою [78] :

$$Y_y = \Pi_0 \sum_{i=1}^n \frac{(C_i - ГДК_i)}{ГДК_i} \cdot V, \quad (3.4)$$

де Y_y - розмір збитку від забруднення, грн.;

Π_0 - питомий показник вартості оцінки живих ресурсів у розрахунку на 1 м^3 біологічно активного шару води, грн./ м^3 ;

C_i - концентрація і-го забруднювача в стічних водах, мг/ м^3 ;

V - об'єм стічних вод, що скидаються, м^3 ;

$ГДК_i$ - гранично - допустима концентрація ($\text{мг}/\text{м}^3$) і-ої забруднюючої речовини.

ВИСНОВКИ

В основу розробки методології 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. Розроблена методологія оцінки екологічних ризиків включає облік ймовірностей втрати стійкості і критичних станів біотичних і абіотичних компонент морського середовища, а також величини збитку, що наноситься морегосподарською діяльністю морським екологічним послугам.

Для оцінки ймовірності втрати стійкості використаний 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 перших головних компонент матриці стандартів. Оцінка ймовірності втрати стійкості морської екосистеми проводиться на основі аналізу траєкторій параметричних фазових портретів, де в якості координат станів використовуються координати проєкцій комплексу центрованих і нормованих даних моніторингу в просторі незалежних координат матриці стандартів.

Для оцінки рівня стійкості на незначних тимчасових інтервалах, порівнянних з часом проведення експедиційних спостережень, для кожної морської екосистеми в різні гідрологічні сезони формується матриця стандартних станів, що визначає рівні стійкості / забруднення морської екосистеми, а також проводиться візуалізація аномальних визначень в комплексі біотичних і абіотичних параметрів. З метою оцінки ймовірностей стійкості на значних часових інтервалах використовується математичне

моделювання, засноване на складанні і вирішенні диференціальних рівнянь Фоккера-Планка-Колмогорова, що описують еволюцію щільності ймовірностей в часі, де в якості вихідної інформації використовуються і координати станів аномальних визначень. Оцінка ймовірностей втрати стійкості екосистеми полягає в аналізі функцій щільності ймовірностей і аналізі «важких хвостів» (в разі їх наявності), а також, певною мірою, аналізі полімодальності функцій розподілу, основні моменти яких свідчать про втрати стійкості станів морських екосистем.

Методологія оцінки ймовірності критичних станів базується на теорії катастроф, яка дає можливість досліджувати стрибкоподібні зміни процесів, викликані несподіваною втратою стійкості, що відповідає хаосу в природних системах. Фізична природа виникнення цього ефекту - нестійкість траєкторій динамічної системи в фазовому просторі, що призводить до появи «хаотичних» або «дивних атракторів», які вкрай чутливі до зміни початкових умов, і значної розбіжності близьких одна до одної траєкторій. Методологія дослідження появи і поведінки «дивних атракторів» заснована на аналітико-чисельних методах і передбачає наявність динамічних рівнянь переміщення точок станів у фазовому просторі.

Крім імовірнісних характеристик, що визначають втрату стійкості і рівень критичного стану морської екосистеми, розроблена методологія передбачає розрахунок величини збитку, викликаного втратою вартості морських екопослуг. Розрахунок величини збитку в основному можна порівняти з втратою вартості морських екопослуг, що забезпечують, і культурних (рекреаційних) екосистемних послуг.

Для практичної реалізації наведеної методології необхідно оцінити вартість морських екосистем в межах морської акваторії України, оцінити ймовірність втрати стійкості екосистем, їх критичні стани і величину шкоди, що завдається морегосподарською діяльністю. Основним елементом оцінки ризиків, системи контролю і оцінки стійкості морських екосистем, безсумнівно, є моніторинг морських вод України.

ПЕРЕЛІК ДЖЕРЕЛ ПОСИЛАННЯ

- 1 Музалевский А. А., Карлин Л. Н. Экологические риски: теория и практика / А. А. Музалевский, Л. Н. Карлин – С-Петербург, 2011. – 447 с.
- 2 Алимов А.Ф. Элементы теории функционирования водных экосистем / А.Ф. Алимов. – СПб: Наука, 2000. – 147 с.
- 3 Ляпунов А.А. Проблемы теоретической и прикладной кибернетики / А.А.Ляпунов. – М.: Наука, 1980. –335 с.
- 4 Ляпунов А. А. О кибернетических вопросах биологии / А. А. Ляпунов // Проблемы кибернетики. – М.: Наука, 1972. – вып. 25. – С. 5 – 40.
- 5 Розенберг Г. С. Введение в теоретическую экологию / Г. С. Розенберг . – В 2-х т. – Тольятти: Кассандра, 2013. – Т. 1. – 565 с.
- 6 Касти Дж. Большие системы. Связность, сложность и катастрофы / Дж. Касти. – М.: Мир, 1982. – 216 с.
- 7 Яйли Е. А. Научные и прикладные аспекты оценки и управления урбанизированными территориями на основе инструмента риска и новых показателей качества окружающей среды / Е.А.Яйли. – С-Петербург: РГГМУ, 2006, – 441с.
- 8 Одум Ю. Основы экологии / Ю. Одум. – М.: Мир, 1975, –741 с.
- 9 Розенберг Г. С. Экологический маятник (смена парадигм в современной экологии) / Г. С. Розенберг, И. Э. Смелянский. // Журн. Общ. Биол. – 1997. – Т.58. – №4. – С. 5–19.
- 10 Пригожин И., Стенгерс И. Порядок из хаоса: Новый диалог человека с природой. / И. Пригожин, И. Стенгерс. – М.: Прогресс, 1986. – 431с.
- 11 Казначеев В. П., Спиринов Е. А. Космопланетарный феномен человека: проблемы комплексного изучения / В. П. Казначеев, Е. А. Спиринов. – Новосибирск: Наука, 1991. – 304с.
- 12 Арнольд В. И. Теория катастроф / В. И. Арнольд. – М.: Наука, 1990. – 128 с.

- 13 Шитиков В. К., Розенберг Г. С., Зинченко Т. Д. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации / В. К. Шитиков, Г. С. Розенберг, Т. Д. Зинченко – Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. – 463с.
- 14 Беляев В.И., Совга Е.Е. Моделирование геохимических процессов в морском прибрежном экотоне / В. И. Беляев В.И., Е. Е. Совга. – Киев: Наукова думка, 1993. – 239 с.
- 15 Разумовский О. С. Закономерности оптимизации в науке и практике / О. С.Разумовский. – Новосибирск: Наука, 1990. – 176 с.
- 16 Баканов А. И. О некоторых методологических вопросах применения системного подхода для изучения структур водных экосистем / А. И.Баканов. // Биология внутренних вод. – 2000. – № 2. – С.5-19
- 17 Меншуткин В. В Искусство моделирования (экология, физиология, эволюция) / В. В Меншуткин. – Санкт-Петербург. 2010. –419 с.
- 18 Светлосанов В. А. Экосистемы: устойчивость, риск, хаос. Изменения природной среды на рубеже тысячелетий / В. А. Светлосанов, В. Н. Кудин, А. Н. Куликов. – Тбилиси: Труды Международной электронной конференции. – 164 с.
- 19 Шитиков В. К., Розенберг Г. С., Зинченко Т. Д. Количественная гидроэкология: методы, критерии, решения: в 2 кн. / В. К. Шитиков, Г. С. Розенберг, Т. Д. Зинченко. – М., 2005. – Кн. 1. – 281 с.
- 20 Примак Е. А. Интегральная оценка устойчивости районов Ладожского озера к изменению параметров естественного и антропогенного режимов / Е. А. Примак // Вестник Санкт-Петербургского университета. – 2009. – Вып. 3. – С.151-159.
- 21 Юрачковский Ю. П. Применение разложения Карунена-Лоэва для построения скалярной свертки векторного критерия (на примере оценки качества поверхностных вод суши) / Ю. П. Юрачковский // Автоматика. – 1987. –№1. – С. 17–25.
- 22 В. Г. Ильичёв Возможный механизм адаптации в моделях экологических систем / В. Г. Ильичёв. – Ж-л Автоматика. – 1989. – № 1.

- 23 Аналіз та розроблення методологічних основ та інформаційної бази для визначення інтегрального показника екологічного стану морських вод України / Міністерство екології та природних ресурсів України, НДУ «Український науковий центр екології моря»; керівник Павленко М. Ю., викон. Мацюкін Л. В. [та ін.]. – Одеса, 2016. – 105 с. – ДР 0117U007159.
- 24 Показеев К. В., Степанова Е. В. Моделирование динамики и структуры природных систем / К. В., Показеев, Е. В. Степанова // Физические проблемы экологии (экологическая физика). – М.: Физический факультет МГУ. – 2007. – № 13. – С.240-263
- 25 Чухарев А. М. Вклад основных механизмов генерации турбулентности в вертикальный обмен в деятельном слое моря. НАН Украины. Морской гидрофизический институт : дис. докт. / Чухарев А. М. – Севастополь, 2014. – 253 с.
- 26 Брайнес Я. М. Подобие и моделирование в химической и нефтехимической технологии / Я. М. Брайнес. – М.: Гостехиздат, 1961. – 220 с.
- 27 Хартиев С. М. Условия устойчивости внутренних волн в непрерывно стратифицированных турбулентных течениях с вертикальным сдвигом скорости / С. М. Хартиев, А. Н. Соловьев. // Вестник южного научного центра РАН. – Том 7. – 2011. – С. 44–54.
- 28 Макаров В. А., Мензин А. Б. Моделирование океанологических процессов (Лабораторный практикум) / В. А. Макаров, А. Б. Мензин. – Л.: ЛПИ, 1992. – 76 с.
- 29 Монин А. С. ТУРБУЛЕНТНОСТЬ И МИКРОСТРУКТУРА В ОКЕАНЕ / А. С. Монин. // Институт океанологии им. П. П. Ширшова. Успехи физических наук. – 1973. – Т. 109(2). – С. 333–352.
- 30 Лапач С. Н. Планирование в пассивном эксперименте. / С. Н. Лапач. // Математичні машини і системи. – 2013. – № 4. – С. 156–160.
- 31 Лапач С. Н. Робастные планы эксперимента / С. Н. Лапач. // Математичні машини і системи. – 2016. – №4. – С. 11–121.

- 32 Лапач С. Н. Основные проблемы построения регрессионных моделей / С. Н. Лапач, С. Г. Радченко. // Математичні машини і системи. – 2012. – №4. – С. 125 – 133.
- 33 Лапач С. Н. Регрессионный анализ. Процессный подход / С. Н. Лапач. // Математичні машини і системи. – 2016. – №1. – С. 129 – 138.
- 34 Лагутин М. Б. Наглядная математическая статистика / М. Б. Лагутин. – М.: БИНОМ. Лаборатория знаний, 2007. – 472 с.
- 35 Светлосанов В.А. Устойчивость природных систем к природным и антропогенным воздействиям / Светлосанов В.А.. – Москва, 2009. – 100 с.
- 36 Савельев О. В. Комплексная оценка состояния и устойчивости к эвтрофикации экосистем малых водотоков урбанизированных территорий : дис. канд. / Савельев О. В. – Владимир, 2013. – 143 с.
- 37 Эшби У. Р. Конструкция мозга. Происхождение адаптивного поведения / У. Р. Эшби. М.: ИЛ., 1962. – 397 с.
- 38 Данилов–Данильян В. И. Об устойчивости экосистем оценки / В. И. Данилов–Данильян // Экосистемы: экология и динамика. –2017. – том 2. – № 1 – С. 5-12
- 39 Дроздов В. В. Разработка принципов оценки устойчивости экосистемы Балтийского моря к трансграничному биологическому загрязнению. [Электронный ресурс] / В. В. Дроздов, А. В. Косенко, Н. П. Смирнов // Экология. УЧЕНЫЕ ЗАПИСКИ. № 32 – Режим доступа до ресурсу: <http://www.rshu.ru/university/notes/archive/issue32/uz32-146-153.pdf>. – 04.09.2019
- 40 Матишов Г. Г., Гаврилов Ю. М. Закономерности экосистемных процессов в Азовском море / Г. Г. Матишов, Ю. М. Гаврилов. – М.: Наука, 2006. – 304 с.
- 41 Розенберг Г. С. Экологическое прогнозирование (Функциональные предикторы временных рядов). - / Г. С. Розенберг, В. К. Шитиков, П. М. Брусиловский. – Тольятти, 1994. – 182 с.

- 42 Трофимчук М. М. Закономерности функционирования водных модельных экосистем при воздействии токсических факторов : дис. канд. / Трофимчук М. М. – Ростов-на-Дону, 2011. – 141 с.
- 43 Пригожин И., Стенгерс И. Порядок из хаоса (Новый диалог человека с природой) / И. Пригожин., И. Стенгерс. – М.: Едиториал УРСС, 2003. – 310 с.
- 44 Николис Г., Пригожин И. Познание сложного/ Г. Николис, И. Пригожин. – М.: Мир, 1990. – 344 с.
- 45 Ризниченко Г. Ю. Лекции по математическим моделям в биологии / Г. Ю. Ризниченко. – Ч. 1. – Ижевск: НИЦ Регулярная и хаотическая динамика, 2003. – 232 с.
- 46 Дроздов В. В. Принципы оценки устойчивости экосистем балтийского, белого, черного и азовского морей к климатическим изменениям / В. В. Дроздов. // Ученые записки. – №19. – С. 127–134.
- 47 Бакуменко Л. П. Интегральная оценка качества и степени экологической устойчивости окружающей среды региона (на примере Республики Марий Эл / Л. П. Бакуменко, П. А. Коротков. // Природная эконометрика. – 2008. – №1(9). – С. 73–92.
- 48 Дмитриев В. В. Эколого-географическая оценка состояния внутренних водоемов : дис. докт. / Дмитриев В. В. – СПб., 2000. – 419 с.
- 49 Дроздов В.В. Обеспечение экологической безопасности при освоении ресурсов шельфовых морей и управлении природопользованием на основе оценки устойчивости морских экосистем к техногенному воздействию / В.В. Дроздов // Арктика: экология и экономика. – 2018. – № 4 (32)– С. 55-69.
- 50 Дроздов В. В. Учение о гидросфере: Курс лекций / В. В. Дроздов, Н. П. Смирнов, А. В. Косенко. – СПб: РГГМУ, 2015. – 320 с.
- 51 Дроздов В. В. Влияние колебаний климата на динамику экосистем Балтийского и Белого морей / Монография / В. В. Дроздов. – СПб.: РГГМУ, 2015. – 230 с.
- 52 Бабков А. А., Голиков А. Н. Гидробиокомплексы Белого моря / А. А. Бабков, А. Н. Голиков. – Л.: ЗИН РАН, 1984. — 103 с.

- 53 Тучковенко Ю. С. Оценка влияния антропогенных источников на качество вод Одесского района Северо-западной части Черного моря / Ю. С. Тучковенко, О.Ю.Сапко. – Севастополь: НПЦ ЭКОСИ-Гидрофизика, 2011. – 168 с.
- 54 Дмитриев В. В., Фрумин Г. Т. Экологическое нормирование и устойчивость природных систем: учебное пособие. / В. В. Дмитриев, Г. Т. Фрумин. – СПб., 2004. – 294 с.
- 55 Коморін В. М., Український В.В., Комаровата 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.
- 56 Primak E. Elaboration of the integral index for the estimation of natural waters quality // Materials of 3 d International Symposium «Quality and Management of Water Resources / E. Primak. // Book of proceedings: St. Petersburg, 2005. – С. 209–214.
- 57 Примак. Е. А. Интегральная оценка устойчивости и благополучия водных объектов : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. / Примак. Е. А. – Санкт-Петербург, 2009. – 24 с.
- 58 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. – 103 с.
- 59 Зайцев Ю.П. Экологическое состояние шельфовой зоны Черного моря у побережья Украины / Ю.П. Зайцев // Гидробиологический журнал. – 1992. – Том 28, № 4. – С. 3–18.
- 60 Коморін В.М., Єрофеев Г.О. та ін. Звіт про НДР/ УкрНЦЕМ Міністерство екології та природних ресурсів України / Оцінка впливу кліматичних та антропогенних факторів на процеси евтрофікації вод північно-західного шельфу Чорного моря. – Одеса, 2012. – 123 с.

- 61 Методики определения качества морской среды. [Электронный ресурс] – Режим доступа до ресурсу: <http://www.oceanography.institute/index.php>. – 25.10.2013.
- 62 Andersen J. H. Getting the measure of eutrophication in the Baltic sea: towards improved assessment principles and methods [Text] / J. H. Andersen, P. Axe, H. Backer, J. Carstensen and other // *Biogeochemistry*. – 2011. – № 106. – P. 137–156.
- 63 Гідрологічні та гідрохімічні показники стану північно–західного шельфу Чорного моря : довідковий посібник НДУ УкрНЦЕМ / відпов. ред. І. Д. Лосєва [та ін.]. – К : КНТ, 2008. – 616 с.
- 64 Пожарицкая И. М. Подходы к методике оценки экологического риска / И. М. Пожарицкая, О. А. Униятова. // *Экономика и управление*. – 2005. – №6. – С. 79–85.
- 65 Ваганов П., Ман-Сунг И. Экологические риски: учеб. Пособие / П. Ваганов, И. Ман-Сунг. – СПб.: СПбГУ, 2001. – 152 с.
- 66 Методика розрахунку розмірів відшкодування збитків, заподіяних державі внаслідок порушення законодавства про охорону та раціональне використання водних ресурсів [Електронний ресурс] // Мінприроди України; Наказ, Методика від 20.07.2009. – № 389. – 1995. – Режим доступа до ресурсу: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0767-09> . – 23.10.2019
- 67 Егорова Н. Е. Методические основы оценки экономического ущерба, возникающего в результате аварийных разливов акваториях.// *Электронный журнал «Исследовано в России»*.]. [Электронный ресурс] / Н. Е. Егорова // *Электронный журнал «Исследовано в России»* – Режим доступа до ресурсу: <http://zhurnal.ape.relarn.ru/articles/20004/086.pdf>. – 17.06.2019
- 68 Лыков И. А. Расширенный многофакторный мультифрактальный метод социально-экономического прогнозирования / И. А. Лыков, Г. П. Быстрой // *Вестник кибернетики*. – С. 72–89.
- 69 Коваленко В. В. Частично инфинитная гидрология / В. В. Коваленко. – СПб.: РГГМУ, 2007. –230 с.

- 70 Пляцук Л. Д., Черныш Е. Ю. Синергетика: нелинейные процессы в экологии / Л.Д. Пляцук, Е. Ю. Черныш. – Сумы: Сумский государственный университет, 2016. – 229 с.
- 71 Кузнецов Н. В. Аналитико-численные методы исследования скрытых колебаний : дис. докт. / Кузнецов Н. В. – С-Петербург, 2016. – 187 с.
- 72 Patrick ten Brink TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity for National and International Policy Makers. Summary: Responding to the Value of Nature/ Patrick ten Brink – Germany: Welzel+Hardt, 2009. – 65 p.
- 73 Павленко М. Ю., Мацокін Л.В. та ін. Звіт про НДР/ УкрНЦЕМ Міністерство екології та природних ресурсів України /Розроблення науково-методичних основ оцінки впливу на морське довкілля об'єктів та видів морегосподарської діяльності . – Одеса. – 2018. – 103 с.
- 74 Лукьянова О. Н. Оценка стоимости биоресурсов и экосистемных услуг Охотского моря / О. Н. Лукьянова, И. В. Волвенко // Известия ТИНРО. – 2016. – Том 184. – С. 85 – 92.
- 75 Economic valuation for the Conservation of Marine Biodiversity / N.Beaumont, M. Austen, S. Mangi, M. Townsend. // Mar. Poll. Bull.. – 2008. – № 56. – P. 386 – 396.
- 76 De Groot R. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units / R. De Groot, L. Brander, S. Ploeg. // Ecosys Services. – 2012. – №1. – P. 50 – 61.
- 77 Remoundou K. Valuation of Natural Marine Ecosystems: an Economic Prospective / K. Remoundou, P. Koundouri, A. Kontogianni. // Environmental Science and Policy. – 2009. – № 12. – P. 1040 – 1051.
- 78 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.

ДОДАТОК

\$LARGE

DIMENSION

x(3300,10),Y(3300),Z(3300),COV(10,10),U(10,10),X1(3300

*),XS(3300),ST(3300),GOR(3300),

* COR(10,10),POR(3300)

DIMENSION T(3300,2),t1(3300,2),

* RAS1(3300,3),RAS(3300),al(3300),xd(3300)

INTEGER ST,GOR

open(5,file='zima 2.dat',status='old')

open(7,file='krit.rez',status='unknown')

print 101

101 format(2x,' Введіть кількість вимірних параметрів')

read *,m

n=1

do 2 k=1,n

2 read(5,3,end=111) st(k),gor(k),(x(k,j),j=1,m)

n=n+1

go to 2

11 n=n-1

3 FORMAT(I3,I2,2F8.3,f8.2,f6.1)

C Нормування введених даних

41 do 22 j=1,m

d=0.0

z(j)=1.e16

al(j)=-1.e16

do 10 k=1,n

xx1=x(k,j)

if(xx1.lt.z(j)) z(j)=xx1

if(xx1.gt.al(j)) al(j)=xx1

```

10 d=d+xx1
   xd(j)=1.0
   if(al(j).ne.z(j)) xd(j)=al(j)-z(j)
22 xs(j)=d/float(n)
   do 40 j=1,m
   do 33 k=1,n
33 x(k,j)=(x(k,j)-xs(j))/xs(j)
40 continue
C Розрахунок матриці коваріацій
  DO 26 I=1,M
  DO 26 J=1,M
  D=0.0
  DO 27 K=1,N
27 D=D+X(K,I)*X(K,J)
  COV(I,J)=D
  IF(I.NE.J) COV(J,I)=D
26 CONTINUE
C Розрахунок середніх по стовпцях
  DO 28 J=1,M
  D=0.0
  DO 29 K=1,N
29 D=D+X(K,J)
  XS(J)=D/FLOAT(N)
28 CONTINUE
C Розрахунок середніх по рядках
  DO 30 J=1,M
  D=0.0
  DO 31 K=1,N
  X(K,J)=X(K,J)-XS(J)
31 D=D+(X(K,J)**2)

```

$XS(J)=D/FLOAT(N)$

$XS(J)=SQRT(XS(J))$

30 CONTINUE

C Розрахунок матриці кореляцій

DO 32 I=1,M

DO 32 J=1,M

$COR(I,J)=XS(I)*XS(J)$

$COR(I,J)=COV(I,J)/COR(I,J)$

$COR(I,J)=COR(I,J)/FLOAT(N)$

32 CONTINUE

CALL JACOBI(COR,M,U)

DO 504 K=1,N

$X1(K)=0$

$Y(K)=0$

$Z(K)=0$

DO 505 J=1,M

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

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

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

505 CONTINUE

504 CONTINUE

C Формування масиву T(N,2) для друку результатів

DO 512 I=1,N

$T(I,1)=X1(I)$

$T(I,2)=Y(I)$

512 CONTINUE

do 515 i=1,n

$t1(i,1)=z(i)$

$t1(i,2)=y(i)$

515 continue

```

C  Обчислення відстані від центру тяжіння об'єктів
DO 513 I=1,N
  RAS(I)=(X1(I)**2)+(Y(I)**2)+(Z(I)**2)
  RAS(I)=SQRT(RAS(I))
513 CONTINUE
C  Розрахунок середньої відстані
SUM=0
DO 521 I=1,N
521 SUM=SUM+RAS(I)
  RASR=SUM/N
  write(7,516)RASR
516 FORMAT(2X, Середня відстань=',F6.3)
C  Формування масиву для ідентифікації об'єктів
DO 613 I=1,N
  RAS1(I,1)=RAS(I)
  RAS1(I,2)=ST(I)
  RAS1(I,3)=GOR(I)
613 CONTINUE
  CALL UPOR(RAS,N)
  print 616
  write(7,616)
616 FORMAT(/2X, ' Пороги аномальності об'єктів ')
DO 617 I=1,N
617 POR(I)=RAS(I)/rasr
  print 614,(por(i),i=1,n)
  write(7,614) (POR(I),I=1,N)
614 FORMAT(1X,10F7.3)
  print 11
11 format(2x, 'Введіть поріг аномальності ')
  read *,p

```



```

rit=rasr*p
CALL PRINT(T,N,RIT,RAS1)
call print(t1,n,rit,ras1)
stop
END

```

C A(10,10) - Ермітова матриця

C U(10,10) - МАТРИЦЯ, СТОВПЦЯМИ ЯКОЇ Є ВЛАСНІ

C ВЕКТОРИ МАТРИЦІ А

C X(10) - РОБОЧИЙ МАСИВ

C N - ПОРЯДОК МАТРИЦІ А

```

SUBROUTINE JACOBI(A,N,U,g)

```

```

DOUBLE PRECISION A(30,30),U(30,30),X(30),D(30)

```

```

*,G(30),A1(30),cor(30,30)

```

```

IF(N.LE.0) STOP

```

```

DO 20 I=1,N

```

```

20 D(I)=A(I,I)

```

```

IGEN=0

```

```

CALL HDIAG(A,N,IGEN,U)

```

C ПРОВЕРКА $A * X = \text{LAMBDA} * X$

```

DO 50 NR=1,N

```

```

DO 40 I=1,N

```

```

SUM=0.0

```

```

DO 30 J=1,N

```

```

IF(NR-J) 25,26,28

```

```

25 SUM=SUM+A(J,NR)*U(J,I)

```

```

GO TO 30

```

```

26 SUM=SUM+D(J)*U(J,I)

```

```

GO TO 30

```

```

28 SUM=SUM+A(NR,J)*U(J,I)

```

```

30 CONTINUE

```

```

40 X(I)=SUM
    D(NR)=A(NR,NR)
    DO 45 J=1,N
45 A(NR,J)=X(J)
50 CONTINUE
    SUM=0
    DO 71 I=1,N
71 SUM=SUM+D(I)
    G(I)=0
    DO 92 I=1,N
    G(I) =(G(I)+D(I))/SUM
92 CONTINUE
    WRITE(3,91)
91 FORMAT(/2X' ЧАСТКА ВКЛАДУ КОЖНОЇ КОМПОНЕНТИ В
    ЗАГАЛЬНУ ДИСПЕРСІЮ')
    WRITE(3,93)(G(I),I=1,N)
93 FORMAT(10F10.3)
    DO 70 I=1,N
    DO 70 J=1,N
70 U(J,I)=D(I)*U(J,I)
C ПЕЧАТЬ РЕЗУЛЬТАТОВ
    DO 90 I=1,N
    D1=A(1,I)-U(1,I)
    DO 90 J=2,N
    D1=A(J,I)-U(J,I)
90 continue
3 FORMAT(//,' ENTER THE ORDER OF THE MATRIX '/' (ZERO
ENDS TH
    *E PROGRAM)'/)
5 FORMAT(I1)

```

```

8 FORMAT(/, ' ENTER THE MATRIX - ONE ROW PER LINE'/)
10 FORMAT(4F4.2)
11 FORMAT(//, ' ВВЕДЕНА МАТРИЦЯ КОВАРІАЦІЙ:', //)
21 FORMAT(///, ' ВЛАСНІІ ЗНАЧЕННЯ:', //, (10G13.4))
22 FORMAT(/, ' ВІДПОВІДНІ ВЛАСНІ ВЕКТОРИ (СТОВПЦІ):'/)
24 FORMAT(5x, 9F10.3)
72 FORMAT(///, 5X, 'I', 9X, 'A * X', 8X, 'LAMBDA * X', 8X, 'DIFF')
75 FORMAT(/, I6, 2X, 9G15.3)
83 FORMAT(8X, 9G15.3)
101 FORMAT(//, ' THIS PROGRAMM CANNOT HANDLE A MATRIX
      OF ORDER', I3, /,
      *' STARTING OVER')
      DO 190 I=1, N
      DO 190 J=1, N
190 U(J,I)=U(J,I)/D(I)
      RETURN
      END
      SUBROUTINE HDIAG (H, N, IGEN, U)
      DOUBLE PRECISION H(30,30), U(30,30), X(30), IQ(30)
C  ОБЧИСЛЕННЯ ВИХІДНИХ ЗНАЧЕНЬ ЕЛЕМЕНТІВ МАСИВУ
U
      IF(IGEN.NE.0) GO TO 15
      DO 10 I=1, N
      DO 10 J=1, N
      U(I,J)=0.
      IF(I.EQ.J) U(I,J)=1.
10 CONTINUE
15 NR=0
      IF(N.LE.1) RETURN
      NMI1=N-1

```

```
DO 30 I=1,NMI1
X(I)=0.
IPL1=I+1
DO 30 J=IPL1,N
IF(X(I).GT.ABS( H(I,J))) GO TO 30
X(I)=ABS(H(I,J))
IQ(I)=J
30 CONTINUE
RAP=7.45058060E-9
HDTEST=1.7E38

40 DO 70 I=1,NMI1
IF(I.LE.1) GO TO 60
IF(XMAX.GE.X(I)) GO TO 70
60 XMAX=X(I)
IPIV=I
JPIV=IQ(I)
70 CONTINUE
IF(XMAX.LE.0.)RETURN
IF(HDTEST.LE.0.) GO TO 90
IF(XMAX.GT.HDTEST) GO TO 148
90 HDIMIN=ABS(H(1,1))
DO 110 I=2,N
IF(HDIMIN.LE.ABS(H(I,I))) GO TO 110
HDIMIN=ABS(H(I,I))
110 CONTINUE
HDTEST=HDIMIN*RAP
IF(HDTEST.GE.XMAX) RETURN
148 NR=NR+1
150 TANG=SIGN(2.0,(H(IPIV,IPIV)-H(JPIV,JPIV)))*H(IPIV,JPIV)/
```

```

*(ABS(H(IPIV,IPIV)-H(JPIV,JPIV))
*+DSQRT((H(IPIV,IPIV)-H(JPIV,JPIV))**2
*+4.0*H(IPIV,JPIV)**2))
COSINE=1.0/SQRT(1.0+TANG**2)
SINE=TANG*COSINE
HII=H(IPIV,IPIV)
H(IPIV,IPIV)=COSINE**2*(HII+TANG*(2.*H(IPIV,JPIV)+TANG
H(JPIV,JPIV)))
H(JPIV,JPIV)=COSINE**2*(H(JPIV,JPIV)-
TANG*(2.*H(IPIV,JPIV)- *TANG*HII))
H(IPIV,JPIV)=0.
IF(H(IPIV,IPIV).GE.H(JPIV,JPIV)) GO TO 153
HTEMP=H(IPIV,IPIV)
H(IPIV,IPIV)=H(JPIV,JPIV)
H(JPIV,JPIV)=HTEMP
HTEMP=SIGN(1.0,-SINE)*COSINE
COSINE=ABS(SINE)
SINE=HTEMP
153 CONTINUE
DO 350 I=1,NMI1
IF(I-IPIV) 210,350,200
200 IF(I.EQ.JPIV) GO TO 350
210 IF(IQ(I).EQ.IPIV) GO TO 240
230 IF(IQ(I).NE.JPIV) GO TO 350
240 K=IQ(I)
HTEMP=H(I,K)
H(I,K)=0.
IPL1=I+1
X(I)=0.0
DO 320 J=IPL1,N

```

```

IF(X(I).GT.ABS(H(I,J)))GO TO 320
X(I)=ABS(H(I,J))
IQ(I)=J
320 CONTINUE
H(I,K)=HTEMP
350 CONTINUE
X(IPIV)=0.0
X(JPIV)=0.0
DO 530 I=1,N
IF (I-IPIV) 370,530,420
370 HTEMP=H(I,IPIV)
H(I,IPIV)=COSINE*HTEMP+SINE*H(I,JPIV)
IF(X(I).GE.ABS(H(I,IPIV))) GO TO 390
X(I)=ABS(H(I,IPIV))
IQ(I)=IPIV
390 H(I,JPIV)=-SINE*HTEMP+COSINE*H(I,JPIV)
IF(X(I).GE.ABS(H(I,JPIV))) GO TO 530
400 X(I)=ABS(H(I,JPIV))
IQ(I)=JPIV
GO TO 530
420 IF(I-JPIV) 430,530,480
430 HTEMP=H(IPIV,I)
H(IPIV,I)=COSINE*HTEMP+SINE*H(I,JPIV)
IF(X(IPIV).GE.ABS(H(IPIV,I))) GO TO 450
X(IPIV)=ABS(H(IPIV,I))
IQ(IPIV)=I
450 H(I,JPIV)=-SINE*HTEMP+COSINE*H(I,JPIV)
IF(X(I)-ABS(H(I,JPIV))) 400,530,530
480 HTEMP=H(IPIV,I)
H(IPIV,I)=COSINE*HTEMP+SINE*H(JPIV,I)

```

```

IF(X(IPIV).GE.ABS(H(IPIV,I))) GO TO 500
X(IPIV)=ABS(H(IPIV,I))
IQ(IPIV)=I
500 H(JPIV,I)=-SINE*HTEMP+COSINE*H(JPIV,I)
IF(X(JPIV).GE.ABS(H(JPIV,I))) GO TO 530
X(JPIV)=ABS(H(JPIV,I))
IQ(JPIV)=I
530 CONTINUE
IF(IGEN.NE.0) GO TO 40
DO 550 I=1,N
HTEMP=U(I,IPIV)
U(I,IPIV)=COSINE*HTEMP+SINE*U(I,JPIV)
50 U(I,JPIV)=-SINE*HTEMP+COSINE*U(I,IPIV)
GO TO 40
1000 RETURN
END
SUBROUTINE PRINT(T,N,RIT,DEL)
DIMENSION T(3300,2),IMP(61),DEL(3300,3),G1(3300)
data iblan/1h /,iast/1hn/,ibst1/1ha/
С Пошук мінімальних і максимальних значень X1 та Y
DO 1 I=1,N
1 G1(I)=T(I,1)
CALL UPOR(G1,N)
XMIN=G1(1)
XMAX=G1(N)
DX=XMAX-XMIN
DO 2 I=1,N
2 G1(I)=T(I,2)
CALL UPOR(G1,N)
YMIN=G1(1)

```

```

YMAX=G1(N)
DY=YMAX-YMIN
PASX=DX /60.
PASY=DY /20.
write(7,102)
102 FORMAT(13X,61(1H-))
DO 10 I=1,21
DO 12 J=1,61
12 IMP(J)=IBLAN
YMAX1=YMAX-PASY
DO 11 J=1,N
IF(YMAX1.EQ.YMIN.AND.T(J,2).EQ.YMIN) GO TO 99
IF(T(J,2).LE.YMAX1.OR.T(J,2).GT.YMAX) GO TO 11
99 IF(T(J,2).EQ.T(J+1,2)) GO TO 11
K=((T(J,1)-XMIN)/PASX)+1.
IMP(K)=IAST
IF(DEL(J,1).GE.RIT) IMP(K)=IBST1
11 CONTINUE
write(7,100) YMAX ,IMP
100 FORMAT(2X,F7.3,3X,1H|,61A1,1H|)
YMAX=YMAX1
10 CONTINUE
write(7,103)
103 FORMAT(1H ,12X,61(1H-))
DO 200 J=1,N
IF(DEL(J,1).GE.RIT) GO TO 201
GO TO 200
201 write(7,203) DEL(J,2),DEL(J,3)
200 CONTINUE

```


203 FORMAT(2X, Аномальний об'єкт- станція-. ',F6.0,' горизонт.
,F5.0)

RETURN

END

SUBROUTINE MED(X,N,SE)

DIMENSION X(3300),Y(3300),K(3300)

C Привласнення порядкових номерів членам вибірки X(N)

DO 4 I=1,N

4 Y(I)=X(I)

DO 8 I=1,N

8 K(I)=I

L=N

CALL UPOR (Y,L)

C Розрахунок медіани вибірки Y(N)

P1=L/2.0

I=L/2

T=(P1-L)+I

IF(T.EQ.0) GO TO 10

IF(T.EQ.-0.5) GO TO 11

10 M=0.5*L

L=M+1

S1=Y(M)

S2=Y(L)

SE=0.5*(S1+S2)

GO TO 14

11 P=0.5*(L+1)

SE=Y(P)

14 PRINT 111,SE

111 FORMAT(/2X,' Медіана відстаней=',F8.2/)

RETURN

```
END
SUBROUTINE UPOR (X,N)
DIMENSION X(N)
L=0
31 L=L+1
A=X(L)
J=L
DO 10 I=L,N
IF(X(I).GE.A) GO TO 10
A=X(I)
J=I
10 CONTINUE
X(J)=X(L)
X(L)=A
IF(L.LT.N) GO TO 31
RETURN
END
```