
Розділ 1. Екологічна безпека

УДК 504.06

РАЙОНУВАННЯ ТЕРИТОРІЙ ЗА РІВНЕМ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ З ЗАЛУЧЕННЯМ ТЕХНОЛОГІЙ ДИСТАНЦІЙНОГО ЗОНДУВАННЯ ЗЕМЛІ З КОСМОСУ І ГЕОІНФОРМАЦІЙНИХ СИСТЕМ

*Г.Я. Красовський, д.т.н., проф.
(Національний аерокосмічний університет
ім. Н.Є. Жуковського);
В.О. Охарєв, аспірант
(Інститут телекомунікацій і глобального
інформаційного простору НАНУ)*

В статті пропонуються реалізації сучасних інформаційних технологій підвищення ефективності інформаційної підтримки рішень з питань управління екологічною безпекою і ресурсозберігаючим природокористуванням на регіональному (обласному) рівні. Наведено аналіз існуючої в Україні системи екологічного моніторингу довкілля, запропоновані нові підходи до підвищення її ефективності, засновані на використанні даних дистанційного зондування Землі з космосу (ДЗЗ) і інструментів геоінформаційних систем (ГІС).

В статье предлагаются реализации современных информационных технологий повышения эффективности информационной поддержки решений по вопросам управления экологической безопасностью и ресурсосберегающим природопользованием на региональном (областном) уровне. Приведен анализ существующей в Украине системы экологического мониторинга окружающей среды, предложены новые подходы к повышению ее эффективности, основанные на использовании данных дистанционного зондирования Земли из космоса (ДЗЗ) и инструментов геоинформационных систем (ГИС).

© Г.Я. Красовський, В.О. Охарєв, 2010

The implementation of modern information technologies improve the efficiency of information support management decisions on resource saving and environmentally friendly nature of the regional (provincial) level is proposing. Authors has analyzed ecological environmental monitoring system which is existing in Ukraine, proposed new approaches to improve its efficiency based on the use of remote sensing from space (RS) tools and geographic information systems (GIS).

Вступ

Приймаючи до уваги специфіку та масштаби поточного техногенного навантаження на довкілля, органи державної влади зацікавлені в розробці і впровадженні нових технологій управління господарською діяльністю, які враховували б як прямі, так і непрямі чинники впливу на навколишнє природне середовище. Для вирішення проблем, пов'язаних з показниками екологічної стійкості територій, необхідне застосування системного підходу, при якому враховуються наявність багатьох чинників антропогенного походження, що впливають на екологічну ситуацію в регіоні. Значну частину екологічних проблем регіонів складають саме ті, що пов'язані з неефективним механізмом прийняття рішень, недостатньою інформативністю екологічних показників, дискретністю підрозділів системи моніторингу довкілля тощо. Важливим чинником, що зумовлює нормальне функціонування регіональної системи управління природокористуванням, є виявлення системи причинно-наслідкових взаємозв'язків між техносферою та екосферою. Структура та характер таких взаємозв'язків, що визначаються шляхом екологічного районування території, відображають унікальність природних умов та соціально-економічних особливостей розвитку суспільства на певній ділянці досліджуваної території. Різниця між окремими ділянками зумовлює відповідні особливості в характері природокористування, дає змогу виділити найбільш вразливі з екологічної точки зору ділянки певної території. Проведення екологічного районування суттєво розширить інструментарій для проведення оптимальної екологічної політики в регіоні, спрямованої на підвищення економічної ефективності при мінімальних якісних змінах компонентів

регіональної екосистеми. Сучасні підходи до вирішення проблеми екологічного районування територій мають ряд особливостей. Основні з них полягають у високому ступені узагальненості отриманих даних. Наприклад, при картографуванні результатів екологічного районування на карті можна побачити лише загальні тенденції щодо екологічної ситуації певної території.

Кінцевою метою екологічного районування повинна стати імплементація його результатів в систему державних органів управління природокористуванням та охороною довкілля. Оскільки переважна частка завдань цього управління знаходиться в компетенції обласних управлінських структур, доцільно виконувати екологічне районування для територій окремих областей, а впровадження отриманих результатів базувати на сучасних можливостях технологій дистанційного зондування Землі (ДЗЗ) з космосу і геоінформаційних систем. Ці технології надають можливість акумулювати кількісні та якісні дані показники екологічного стану складових довкілля і відображати динаміку процесів природокористування в формах наочних картографічних моделей. Районування територій за екологічним станом спрямоване на оконтурювання ареалів з однотипною екологічною ситуацією. Залежно від трактування поняття «екологічний стан» можна виділяти низку категорій екологічного районування. Ці категорії, в свою чергу, поділяють на дві групи — інтегральне та галузеве районування. В першому випадку проводиться оцінка екологічного стану в цілому, в другому — його окремих аспектів. Для зазначених вище цілей підходить лише інтегральне районування, оскільки воно дає цілісну картину екологічної ситуації. В даній статті зроблено спробу проаналізувати існуючі моделі та методи екологічного районування території застосуванням інтегральних оцінок показників складових довкілля, визначити їх позитивні і негативні аспекти і на цій основі сформулювати концептуальну модель проведення інтегрального екологічного районування території обласного рівня.

Сучасні моделі та методи екологічного районування

Екологічне районування є порівняно новим напрямом, що виникло на межі природного та соціально-економічного райо-

нування. На сьогодні не існує чітко визначених принципів, комплексу методів екологічного районування, загальноприйнятої концепції. Найзагальніше визначення детермінує районування як процесу багатофакторного розподілу території (або акваторії) на декілька районів, що схожі за низкою певних характеристик (в даному випадку — екологічних показників). Ключове завдання такого районування — вивчення причин та факторів формування та диференціації окремих ділянок, виявлення характеру зв'язків між ними, динаміки екологічних показників під впливом антропогенних чинників, побудову ієрархічних схем таксонів районування, картографування його результатів. Районування можна визначити як науковий метод і як результат конкретних досліджень [1].

Концептуальними проблемами районування території займалися, зокрема, Г.В. Воропаєв (моделі районування у вигляді гіпотез), Т.А. Градова (системи формальних понять) Б.М. Чиков (набір змістовних понять), А.К. Виноградський (принципи районування), О.М. Трофімов (концепція «попереднього районування» та інші. Конкретні питання екологічного районування досліджували В.І. Блануца (концепція інтегрального районування), Д.Л. Арманд (загальні принципи ландшафтно-екологічного районування), Т.П. Купріянова (питання автоматизації процесу районування за допомогою інформаційних технологій), Б.Б. Родоман (засоби картографування результатів районування).

Виділяють три основні концепції районування [1, 2]:

- описова, в основі якої полягає твердження про те, що узагальнення всіх даних про об'єкт районування дає можливість створити цілісний образ об'єкта та логічним шляхом розділити його на декілька просторово локалізованих територій нижчого ієрархічного рівня;

- кількісна, що полягає у формалізації вихідних даних з наступним алгоритмічним виділенням районів на основі певних статистичних критеріїв з елементами експертної оцінки;

- системна, що є синтезом двох попередніх концепцій. Центральним є твердження про взаємозв'язок і взаємозумовленість всіх операцій під час районування (не тільки виділення районів). Вибір операцій здійснюється за модульним принципом, що забезпечує синтез будь-якої вихідної інформації і відтворення цілісності виділених районів.

За кількістю та вибором параметрів районування виділяють часткове, галузеве та комплексне (інтегральне) районування. Як зазначено вище, для вирішення поставленого завдання підходить лише комплексне районування. При його проведенні використовується багато показників, що характеризують різноманітні компоненти системи. Об'єктом екологічного районування є не сама ділянка, а екосистема території, що являє собою сукупність взаємозв'язків між компонентами екосистемі має відкритий характер, тобто взаємодіє з іншими екосистемами. Саме з причини такої «відкритості» визначення територіальних меж екосистеми, що є умовою районування, може бути складним завданням, яке потребує залучення додаткових груп кількісних та якісних показників. Будь-яка екосистема складається з абіотичної та біотичної складової. Також в першу чергу досліджується антропогенний вплив на екосистему [3].

Райони, які можна виділити, доцільно розділити на три категорії: гомогенні (виділяються однорідністю компонентів), конекційні (можуть бути неоднорідними, але їх об'єднують тісні взаємозв'язки, конфігураційні (виділяються за рахунок чітко виділених фізичних меж) [1, 2].

З усіх ознак, на основі яких можна провести районування, необхідно виділити критично важливі для завдання дослідження. Ознаки можуть вважатись рівноцінними або мати власний ваговий коефіцієнт. Можна виділити наступні ознаки:

- кількісні (деякі показники окремих компонентів можна безпосередньо виміряти);

- узагальнені і отримані шляхом співвідношення об'єкта з деякою класифікацією (наприклад, за типом ґрунтового покриву);

- кількісні 2-го порядку (отримані за результатами математичних підрахунків з первісних кількісних даних — наприклад, гаусів розподіл забруднення земель уздовж автодороги);

- пов'язані з окремими компонентами або ознаками (характеризують відношення між ознаками об'єкта і суб'єктом, для якого ці ознаки оцінюються — частіше за все якісна оцінка) [1, 2].

Похибка деяких показників може бути занадто великою, тому необхідно оцінювати точність всіх показників (знайти

систематичну та стандартну помилки). Також незначні флуктуації показників, що мають чітку кореляцію, можуть впливати на кінцевий результат більше за певний суттєвий показник, тому необхідно оцінити інформативність окремих показників через визначення їх емпіричної дисперсії або інформаційної ентропії. Для проведення екологічного районування першочергову ступінь важливості мають саме кількісні показники, що характеризують екологічний стан довкілля, та кореляція їх значень. Процес виділення районів складається з ряду взаємопов'язаних елементів: вибору концептуальної моделі, масштабу досліджень, типу первісних об'єктів спостереження, засобів розміщення та опису даних об'єктів, математичної обробки отриманих емпіричних даних та інтерпретації результатів.

Два загальноприйнятих методи районування різняться за кількістю та ієрархією факторів. Сутність методу районування за провідною ознакою — у виявленні ключового фактору диференціації території та побудові схеми районування одного ієрархічного рівня (рис. 1). Цей метод є неприйнятним для екологічного районування неоднорідної території, оскільки неможливо врахувати всі чинники та вибрати один головний. Тому доцільно використовувати метод одночасного аналізу компонентів, за якого розглядається одразу велика кількість ознак, що характеризують стан екосистеми. Перерахування схем районування за окремими ознаками утворює кластери, що розглядаються як одиниці районування — «перехресне районування». Недоліком є втрата цілісності території, яка розглядається як набір окремих статистичних показників, але на сьогодні він є оптимальним для проведення районування територій на мезорівні [5].

Модель процесу екологічного районування може виглядати наступним чином (рис. 2).

Кожна з чотирьох методичних підсистем складається з модулів, що базуються на одному або декількох методах (наприклад, контент-аналіз, експертна оцінка тощо).

Система методів класифікації вихідних даних побудована за аналогічним принципом (рис. 3).

По завершенні процесу районування оцінка розробленої схеми проводиться експертним методом, також існують математичні методи оцінки.

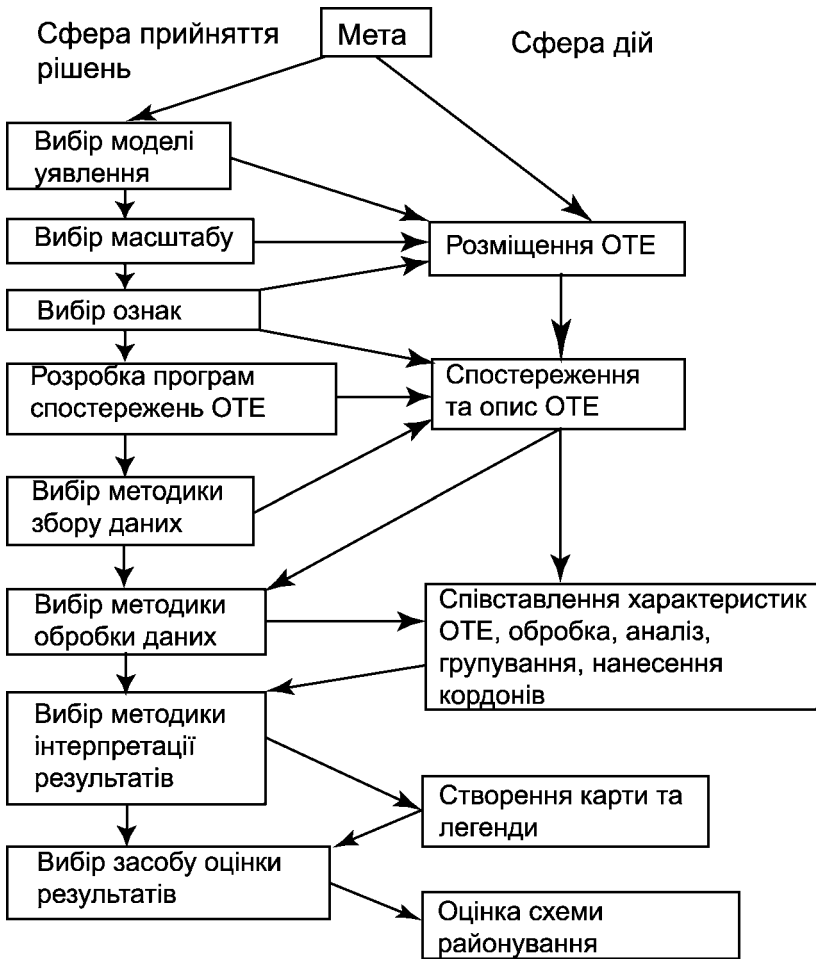


Рис. 1. Схема процесу районування [1]

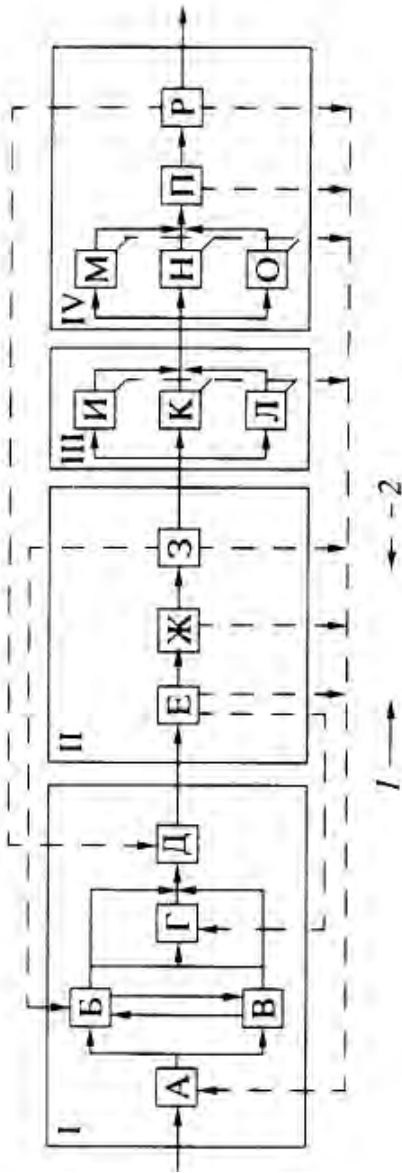


Рис. 2. Базова система методів районування [2]

- I — формування концептуальної моделі; II — зміна параметрів об'єкту районування;
- III — виділення районів; IV — перевірка отриманих результатів;
- A — визначення завдань районування; Б — побудова математичної моделі об'єкту районування;
- В — побудова моделі процедури районування; Г — побудова моделі операційної моделі;
- Д — визначення принципів районування; Е — побудова операційної моделі районування;
- Ж — зміна характеристик; З — оптимізація набору понять; Е — евристичне виділення районів;
- К — виявлення районів під час вертикальної експертної оцінки;
- Л — автоматичне виявлення системи районів;
- М — логічна; Н — алгоритмічна;
- О — змістовна верифікація результатів районування;
- П — корекція; Р — інтерпретація результатів;
- 1 — інформаційний потік; 2 — повернення до попередніх методів

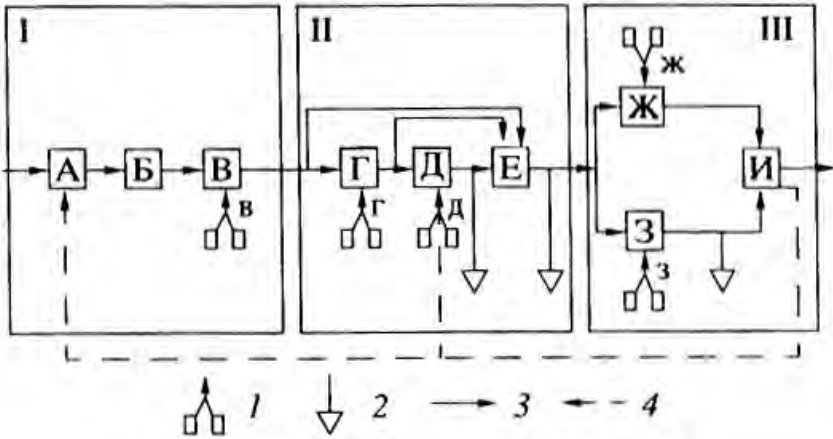


Рис. 3. Система методів класифікації [2]

I — підсистема методів підготовки необхідної класифікації

II — підсистема методів безпосередньої класифікації

III — підсистема методів оцінки якості класифікації

A — відбір необхідних ознак;

B — скасування статистично незначних ознак;

V — визначення найбільш інформативних ознак;

Г — визначення критеріїв схожості між компонентами;

Е — отримання узагальнених характеристик класів;

Ж — вибір критеріїв якості (формальна оцінка);

З — змістовна оцінка (за обраною операцією вибору);

И — підсумкове визначення якості класифікації;

1 - вибір методу;

2 - картографічна інтерпретація результатів;

3 - інформаційний потік;

4 - повернення до попередніх методів

Методи оцінки екологічного стану територій за показником антропогенного навантаження

В результаті аналізу сучасних моделей екологічного районування авторами зроблений висновок про можливість проведення інтегрального екологічного районування території області за показником антропогенного навантаження на одиницю території. Кінцевим індикатором, що визначить специфіку територіального розподілу при районуванні стане відносний інтегральний показник сумарного антропогенного навантаження на 1 км². Оскільки антропогенне навантаження складових довкілля є комплексним процесом, при розрахунку інтегрального показника доцільно врахувати навантаження на кожен зі складових довкілля, якими вважаємо атмосферне повітря (особливо його приземний шар), водні ресурси та земельні ресурси. По кожній з зазначених підсистем необхідно провести аналіз за рядом критичних показників, після чого зробити висновок по масштабах антропогенного навантаження.

На думку авторів, задля досягнення високої достовірності оціночних даних необхідно застосовувати широкий комплекс методів, а саме:

- польові спостереження;
- методи математичного моделювання;
- космічний моніторинг.

Всі перераховані комплекси методів мають свої переваги і недоліки. Але тільки їх поєднання може дати достовірну характеристику екологічної ситуації.

Комплекс польових методів спостережень. Саме на польових методах переважно ґрунтується Державна система моніторингу навколишнього середовища в Україні. В задачі Державної системи моніторингу, згідно з Положенням про її створення входить наступний комплекс заходів: спостереження, збирання, оброблення, передавання, збереження та аналізу інформації про стан довкілля, прогнозування його змін і розроблення науково-обґрунтованих рекомендацій для прийняття рішень про запобігання негативним змінам стану довкілля та дотримання вимог екологічної безпеки [8, 9].

Метою Державної системи моніторингу атмосферного повітря (МонАП) є забезпечення одержання первинних даних про склад та обсяги викидів домішок в атмосферу, узагальнених даних про рівень забруднення на певній території за певний проміжок часу, показників стану, якості та оцінок небезпечності забруднення повітряного басейну. Встановлюються наступні нормативи:

- екологічної безпеки атмосферного повітря;
- обмеження кількості допустимих викидів речовин стаціонарними джерелами та шкідливого впливу фізичних і біологічних факторів;
- обмежені нормативи утворення забруднюючих речовин, яки виводяться в атмосферне повітря;
- використання атмосферного повітря як сировини;
- концентрації забруднюючих речовин у відпрацьованих газах.

Полеві методи моніторингу атмосферного повітря. Система моніторингу атмосферного повітря складається з двох підсистем: спостережень і контролю. Спостереження за станом атмосферного повітря проводяться в районах інтенсивного антропогенного впливу (містах, промислових та агропромислових центрах) і в районах, що віддалені від джерел забруднення (фонових контрольних районах). Спостереження в таких районах дозволяють виявити особливості реакції біоти на вплив фонових концентрацій забруднюючих речовин. Система моніторингу атмосферного повітря складається з двох підсистем: спостережень і контролю. Спостереження за станом атмосферного повітря проводяться в районах інтенсивного антропогенного впливу (містах, промислових та агропромислових центрах) і в районах, що віддалені від джерел забруднення (фонових контрольних районах). Спостереження в таких районах дозволяють виявити особливості відгуку біоти на вплив фонових концентрацій забруднюючих речовин. Фонові спостереження за спеціальною програмою фонового екологічного моніторингу проводяться в біосферних заповідниках та інших об'єктах природно-заповідного фонду України. На територіях біосферних заповідників здійснюється оцінка і прогнозування забруднення атмосферного повітря шляхом аналізу вмісту в ньо-

му зважених часток, свинцю, кадмію, миш'яку, ртуті, бенз(а)пірену, сульфатів, діоксиду сірки, оксиду азоту, діоксиду вуглецю, озону та інших органічних сполук. Необхідність організації контролю забруднення атмосфери в зоні інтенсивного антропогенного впливу визначається попередніми експериментальними і теоретичними дослідженнями з використанням методів математичного і фізичного моделювання. Такий підхід дозволяє оцінити ступінь забруднення атмосфери певною речовиною або сполукою в будь-якому населеному пункті, де є стаціонарні чи пересувні джерела викидів шкідливих речовин [9, 10].

Вся зібрана за допомогою польових методів інформація надходить до інших підсистем МонАП, які в свою чергу здійснюють:

- упорядкування, аналіз та збереження інформації про перенесення шкідливих речовин в атмосфері;
- прогнозування перенесення речовин на основі метеорологічних даних;
- ідентифікацію районів викидів та їх джерел;
- реєстрацію і розрахунок випадень домішок з атмосферного повітря на підстилаючи поверхню та інші роботи [11].

Існуюча в Україні мережа спостережень забруднення атмосферного повітря містить пости ручного відбору проб повітря (які поділяються на стаціонарні, пересувні та маршрутні) та автоматичну систему спостережень і контролю навколишнього середовища. Такі системи завжди є стаціонарними, обладнаними пристроями безупинного відбору і аналізу проб повітря і передачі інформації каналами зв'язку в центр регулювання стану атмосферного повітря в заданому режимі. Така система дозволяє безперервно одержувати інформацію про концентрацію домішок в атмосфері населених пунктів та в зонах активного забруднення великих промислових підприємств. Технічні можливості реєстрації, передачі, збереження й обробки даних дозволили розробити основні принципи функціонування автоматизованої системи контролю стану атмосфери (АСКСА). Обмін інформацією між системою АСКСА і центром обробки інформації здійснюється за допомогою апаратів передачі даних і мультіплектора передачі даних, які разом з аналогічними при-

строями в центрі обробки інформації утворюють автоматичну централізовану підсистему збору інформації. Також важливим аспектом моніторингового процесу є процедура відбору проб.

У більшості ситуацій розрахунок забруднення і подальший аналіз заснований на показнику гранично допустимої концентрації (ГДК) та міри її перевищення. На основі статистичних даних про вміст основних забруднюючих речовин за однією з методик проводиться розрахунок інтегрального індексу забруднення. Найчастіше даний метод зустрічається при проведенні оцінки екологічного стану атмосфери. Так, індекс забруднення атмосфери (ІЗА) може розраховуватись по п'яти основним забруднюючим речовинам (сума середніх концентрацій, нормованих на середньодобові ПДК з урахуванням класу небезпеки), застосовується п'ятибальна шкала оцінювання. Розрахунки показують, що основний вклад в забруднення атмосфери вносять діоксиди сірки та азоту (у відповідності з розрахованими ІЗА). Найбільш високим показником повторюваності перевищуючих ПДК концентрацій характеризується вміст діоксиду азоту, оксиду вуглецю та фенолу.

Польові методи моніторингу водних об'єктів. Державний моніторинг водних об'єктів України (ДМВ) — це система служб спостережень, збирання, обробки, передачі, збереження та аналізу інформації про стан поверхневих та підземних вод, прогнозування їх екологічних змін і розроблення науково обґрунтованих рекомендацій з метою запобігання негативним змінам у водному середовищі та задля дотримання вимог екологічної безпеки щодо нього. До об'єктів даної підсистеми моніторингу належать:

- поверхневі води;
- природні водойми (озера), водотоки (річки, струмки);
- штучні водойми, канали та інші водні об'єкти;
- підземні води та джерела;
- внутрішні морські води;
- виключна морська економічна зона України;
- джерела забруднення вод, враховуючі зворотні води, аварійні скидання рідких продуктів та відходів, втрати продуктів і матеріалів при видобуванні корисних копалин у межах акваторій

поверхневих вод, внутрішніх морських вод, виключної економічної зони України та відходів, води поверхневого стоку із сільгоспугідь, фільтрації забруднюючих речовин з технологічних водойм та сховищ, масовий розвиток синьо-зелених водоростей;

- надходження шкідливих речовин з донних відкладень (вторинне забруднення).

В рамках даної служби здійснюються такі види спостережень за якістю поверхневих вод:

- спостереження за рівнем забруднення поверхневих вод за фізичними, хімічними, гідрологічними і гідробіологічними показниками у режимних пунктах;

- спостереження, призначені для вирішення спеціальних завдань.

Державний моніторинг водного середовища України поділяється на:

- фоновий моніторинг (на водних об'єктах у місцях їх мінімального опосередкованого антропогенного навантаження);

- загальний моніторинг (складається з моніторингу на державній мережі пунктів спостережень, моніторингу антропогенного впливу на водні об'єкти, моніторингу водних об'єктів у місцях їх використання та спеціальних видів моніторингу);

- кризовий моніторинг (здійснюється у зонах підвищеного ризику та у зонах впливу аварій і надзвичайних ситуацій). Спостереження за джерелами негативного впливу на екологічний стан водних об'єктів здійснюються відповідно до загального переліку показників, до якого входять:

- показники використання водних ресурсів, враховуючи забір води та скидання зворотної води до водних об'єктів;

- показники, що використовуються під час встановлення нормативів гранично допустимого скидання;

- показник рівня токсичності зворотних вод;

- показники стану ґрунтових вод у межах впливу полігонів захоронення твердих побутових відходів;

- інші показники негативного впливу на водні об'єкти.

Для проведення моніторингу водних об'єктів суходолу організують:

- стаціонарну мережу пунктів спостережень за природним складом і забрудненням поверхневих вод;

- спеціалізовану мережу пунктів для вирішення науково-дослідних завдань;
- тимчасові (експедиційні мережі пунктів) [10, 14].

Таблиця 1 — Параметри, що визначаються при повній програмі контролю за гідробіологічними і гідрохімічними показниками

Витрати води (на водотоках)	м ³ /с
Швидкість течії води (на водотоках)	м/с
Рівень води (на водоймах)	м
Візуальні спостереження	-
Температура	°С
Колір	°
Прозорість	см
Запах	бали
Кисень	мг/дм ³
Діоксид вуглецю	мг/дм ³
Зважені речовини	мг/дм ³
Водневий показник (рН)	-
Окислювально-відновний потенціал (Еh)	мВ
Хлориди (Cl ⁻)	мг/дм ³
Сульфати (SO ₄ ²⁻)	мг/дм ³
Гідрокарбонати (HCO ₃ ⁻)	мг/дм ³
Кальцій (Ca ²⁺)	мг/дм ³
Магній (Mg ²⁺)	мг/дм ³
Натрій (Na ⁺)	мг/дм ³
Калій (K ⁺)	мг/дм ³
Сума іонів (Σ _i)	мг/дм ³
Амонійний азот (NH ₄ ⁺)	мг/дм ³
Нітритний азот та нітратний азот (NO ₂ ⁻)	мг/дм ³
Мінеральний фосфор (PO ₄ ³⁻)	мг/дм ³
Залізо загальне	мг/дм ³
Кремній	мг/дм ³
БПК ₅	мг O ₂ /дм ³
ХПК	мг O ₂ /дм ³
Нафтопродукти	мг/дм ³
СПАВ	мг/дм ³
Феноли (легкі)	мг/дм ³
Пестициди	мг/дм ³
Важкі метали	мг/дм ³

В Україні функціонують окремі цільові системи спостережень, у першу чергу — це системи вимірів забруднення водних ресурсів в містах, контроль за хімічним станом поверхневих вод на гідрологічних постах та в місцях централізованих водозаборів. Найбільш складна ситуація склалась з моніторингом підземних вод. У практичних умовах службами Міністерства охорони навколишнього природного середовища ведеться контроль за вивченням режиму підземних вод, на який іноді розповсюджується поняття «моніторинг», однак, на жаль, в цих спостереженнях основна увага приділялась і приділяється гідродинамічному режиму. При вивченні якості підземних вод в основному ведеться контроль іонного складу [14].

Польові методи моніторингу земельних ресурсів. Комплексний моніторинг ґрунтів і реалізація заходів, спрямованих на їх відновлення, є необхідною умовою збереження родючості ґрунтів. Моніторинг ґрунтового покриву — система стійких спостережень, діагностування, прогнозування та вироблення рекомендацій щодо управління станом ґрунтів з метою збереження і відтворення їх родючості. За масштабами спостережень та узагальненнями отриманої інформації виділяють локальний, регіональний і глобальний види моніторингу ґрунтів. Контролювання їх стану дає змогу отримати дані про середовище або конкретну його складову в зонах активної виробничої діяльності людини. Потреба у здійсненні моніторингу ґрунтів зумовлена винятковою важливістю підтримки компонентів природного середовища, зокрема, ґрунтового покриву, в стані, за якого він зберігає здатність до регуляції циклів ліофільних елементів як основи життєдіяльності біосфери. Антропогенний чинник останнім часом значно посилив фізичну, фізико-хімічну, біологічну, ерозійну деградацію ґрунтів, забруднення екотоксикантами. Ґрунтовий моніторинг не тільки забезпечує контролювання антропогенних впливів, а й запобігає його негативним наслідкам. Завданням моніторингу земельних ресурсів є контролювання динаміки основних фізичних, хімічних, біологічних та інших ґрунтових процесів — у природних умовах та за антропогенних навантажень. В Україні розроблена концепція ґрунтового моніторингу (В. Медведєв, Т. Лактіонов,

1992 р.), згідно з якою мета моніторингу — отримання інформації для вироблення управлінських рішень щодо стабілізації і поліпшення якості ґрунтів, екологізації сільського господарства та досягнення розширеного відтворення ґрунтової родючості. Земельним кодексом України передбачено проведення моніторингу ґрунтового покриву як основи практичних заходів щодо екологічного оздоровлення земельних ресурсів. Такий моніторинг покликаний забезпечити:

- підтримання здатності ґрунтів до регуляції циклів ліофільних елементів;
- контролювання і запобігання негативному розвитку процесів ґрунтоутворення що проявляються в дегуміфікації, ерозії, переущільненні, підтопленні, засоленні тощо;
- поліпшення родючості ґрунтів, віддачі від меліорації і хімізації та підвищення якості сільськогосподарської продукції;
- розробка критеріїв загальної оцінки сучасного стану ґрунтового покриву.

Постійними об'єктами моніторингу є природні об'єкти (ліси та елементи структури природно-заповідного фонду), еталонні об'єкти високого рівня сільськогосподарського використання ґрунтів (держсортдільниці, території із впровадженою контурно-меліоративною системою землеробства), а також звичайні господарства. [11]

Складовою методичної основи ґрунтового моніторингу є система показників контролю, за допомогою яких можна впливати на стан і процеси в ґрунті, регулювати його родючість. Тому необхідним є встановлення регіональних критеріїв гранично допустимих навантажень на ґрунт і ГДК різних забруднювачів та необхідних видів моніторингу. Як ознака виконуваної оцінки, вони мають бути порівнюваними у часі і просторі і сприяти управлінню ґрунтовими процесами з метою створення оптимальних умов росту та розвитку сільськогосподарських культур. Це зумовлює низку обмежень при доборі критеріїв оцінки в процесі моніторингу. Найважливішими умовами обрання певних критеріїв є незначна мінливість за відносно довгий проміжок часу під впливом природних факторів за одночасної можливості встановлення коливання показників внаслідок дії антропогенних і техногенних факторів;

наявність простої і зручної методики, що дає змогу визначити і кількісно оцінити показник; наявність функціональної залежності між критерієм і дією антропогенних факторів; його просторово-часову симетричність (ізотропність).

Для об'єктивного інформаційного забезпечення і прийняття ефективних природоохоронних і природно ресурсних рішень моніторинг земельних ресурсів повинен забезпечувати вихідні, поточні та періодичні дані про основні характеристики ґрунтового покриву. Обов'язковими оціночними критеріями є гранулометричний та мінералогічний склад, дані гумусного стану ґрунту, оціночні дані формування режиму ґрунту.

Таблиця 2 — Показники, оціночні критерії та процеси, що виконуються за проведення оперативного моніторингу ґрунтів [11]

Показники, оціночні критерії	Процеси, що контролюються
Поживний режим: - вміст рухомих форм макро- та мікроелементів; - використовувані запаси макроелементів	забезпеченість ґрунту поживними елементами
Водний режим: - вологість ґрунту; - запаси продуктивної вологи; - режим РГВ на меліорованих землях	особливості накопичення та витрат вологи у ґрунті
Температурний режим: - температура ґрунту - індекс прогрівання суми активних та ефективних температур;	теплообмін в ґрунтах, теплозабезпеченість ґрунту
Оцінка агроекологічного стану: - збалансованість за поживними елементами; - щільність радіоактивного забруднення; - вміст рухомих форм важких металів; - вміст пестицидів; Оцінка інтенсивності проявів ерозії: - розвиток водної лінійної та площинної ерозії; - дефляція та виникнення пилових бур; - іригаційна ерозія	потенціал родючості ґрунту за вмістом поживних елементів та отримання екологічно чистої сільсько-господарської продукції розвиток та інтенсивність ерозійних процесів
Оцінка фізико-хімічного стану ґрунтів: - pH сольове та водне; - гідролітична кислотність; - ємність катіонного обміну; - ступінь насичення основами	зміна фізико-хімічних властивостей ґрунту, прояви фізико-хімічної деградації

Як видно з аналізу методів польових спостережень в структурі моніторингу, оптимальним може бути варіант поєднання завдань дослідження характеру і причин зміни рівня забруднення довкілля. Проте існуюча мережа спостережень не здатна виконати ці вимоги. Тому для удосконалення організації спостереження стану атмосферного повітря і контролю викидів повинні використовуватись методи математичного моделювання і аерокосмічні дистанційні методи. З урахуванням даних комплексного аналізу стану забруднення атмосферного повітря на території населеного пункту чи індустріальної зони повинна бути розроблена програма оптимізації мережі спостереження і контролю. Наземні пости спостереження мають бути обладнані сучасними високочутливими і селективними приладами і системами оцінки екологічного стану навколишнього середовища в реальному часі.

Але комплексна модернізація діючих наземних систем є витратною процедурою, а покладання завдання моніторингу атмосфери тільки на наземні системи спостереження потребуватиме витрат суттєвих матеріальних і часових ресурсів. При цьому система методів моніторингу атмосфери, об'єднана в єдиний комплекс, в деяких аспектах залишається дискретною, наприклад в процесі відбору проб для подальшого аналізу. Застосування актуальних аерокосмічних методів суттєво спрощує, наприклад, завдання інвентаризації нових джерел забруднення, аналізу ареалів розповсюдження конкретних речовин, картографування процесів забруднення. Також серйозні переваги може надати поєднання методів дистанційного зондування з можливостями метеорологічних систем, що також сьогодні працюють за допомогою космічних технологій. Наприклад, це дає змогу побудувати модель руху забруднюючих домішок разом з повітряними масами відповідно конкретних погодних умов, що може також допомогти у попередженні надзвичайних ситуацій та прийнятті управлінських рішень.

Методи математичного моделювання. Для одержання актуальної інформації про просторові зміни екологічних показників в довкіллі і складення карт забруднення за емпіричними даними, необхідно користуватись методами математичного

моделювання. Це пов'язано з неможливістю систематичного відбору проб у вузлах регулярної сітки з кроком не більше 2 км. Тому для побудови такої карти використовують методи математичного моделювання. Такі методи є доцільними за наявності достовірних даних про метеорологічні особливості та параметри джерел викидів. Відповідність результатів моделювання реальному стану перевіряється за даними мережевих спостережень. Розрахункові концентрації при цьому повинні збігатись з емпіричними даними. Роль моделі може виконувати будь-яка алгоритмічна чи аналогова система, що дозволяє імітувати процеси забруднення.

Моделювання просторового розподілу забруднень в атмосфері. Щодо атмосфери, то найбільш поширеною в Україні є модель М.Е. Берлянда: ступінь забруднення атмосфери викидами шкідливих речовин з постійно діючих стаціонарних джерел визначається за найбільшим розрахунковим значенням разової приземної концентрації шкідливих речовин (C_M), що встановлюється на деякій відстані (X_M) від місця викиду за несприятливих метеорологічних умов, коли швидкість вітру досягає небезпечного значення (V_M) і в приземному шарі відбувається інтенсивний турбулентний обмін. Модель дозволяє розраховувати поле разових максимальних концентрацій будь-якої домішки на рівні земної поверхні при викиді з одинарного джерела чи групи джерел, при нагрітих і холодних викидах, а також дає можливість одночасно врахувати вплив дії різнорідних джерел і розрахувати сумарний рівень забруднення атмосфери від сукупності викидів стаціонарних і пересувних джерел [11].

Результатами таких розрахунків є:

- максимальні концентрації домішок у вузлах розрахункової сітки (mg/m^3);
- максимальні приземні концентрації (C_M) і відстані, на яких вони досягаються (X_M), для досліджуваних джерел викидів шкідливих речовин в атмосферу;
- частка внеску основних джерел викидів у вузлах розрахункової сітки;
- карти полів забруднення атмосферного повітря (у частках ГДК_{мр});

- вхідні дані про джерела забруднення, метеорологічні параметри, фізико-географічні особливості місцевості;
- перелік джерел, що дають найбільший внесок у рівень забруднення атмосферного повітря та інші дані.

Для уникнення підвищення рівня забруднення атмосфери за несприятливих для розсіювання шкідливих речовин метеорологічних умовах виникає необхідність у прогнозуванні таких умов. Прогноз може складатись як для окремого джерела забруднення, так і для їх групи, або для населеного пункту в цілому. Виділяють основні типи джерел: високі з гарячими викидами, високі з холодними викидами і низькі. Для кожного типу джерел є свій комплекс метеоумов, за яких концентрації шкідливих домішок можуть підвищитись в декілька разів.

Для характеристики забруднення атмосферного повітря у населеному пункті в цілому, тобто для фонові характеристики, як узагальнений показник використовується параметр:

$$P = M / N,$$

де N — число спостережень за концентрацією домішки протягом одного дня на всіх стаціонарних постах; M — кількість спостережень протягом того ж дня з підвищеною концентрацією i -ої домішки (q_i), що перевищує середнє сезонне значення ($q_{i_{cc}}$) більш ніж у 1,5 рази ($q > 1,5 q_{i_{cc}}$). [10]

Параметр P обчислюється для кожного дня окремо для всіх домішок і для їх суми і є відносною характеристикою, його значення визначається переважно метеорологічними факторами. Його використання для прогнозу як характеристики забруднення повітря на території міста в цілому передбачає виділення трьох груп забруднення повітря, зумовлених наведеними нижче характеристиками (табл. 3).

Якщо повторюваність градації $P > 0,35$ менше 5%, то до першої групи забруднення слід віднести градації параметра $P > 0,30$, а до другої — P від 0,21 до 0,30. З метою запобігання надзвичайно високого рівня забруднення з першої групи виділяється підгрупа градацій з $P > 0,5$, повторюваність якої складає 1–2%.

Методика прогнозування ймовірного росту концентрації шкідливих речовин в атмосфері передбачає використання

Таблиця 3 — Групи забруднення атмосферного повітря

Група забруднення	Градация параметра Р	Рівень забруднення атмосферного повітря	Повторюваність, %
1	> 0,35	Високий	10
2	0,21 — 0,35	Підвищений	40
3	? 20	Помірний	50

прогностичної схеми забруднення повітря, що розробляється для кожного населеного пункту на підставі багаторічних досліджень.

Мережа спостережень і контролю забруднення атмосферного повітря є єдиним експериментальним засобом оцінки фактичного стану забруднення атмосфери і можливості застосування математичних моделей розрахунку розсіювання домішок в атмосфері.

Моделювання просторового розподілу забруднюючих речовин в водних об'єктах. Відомо чимало комплексних оцінок якості поверхневих вод на основі гігієнічного нормування антропогенного навантаження. Одною з слухних, на думку авторів, є методика, розроблена в НДІ водного господарства. Основою методики є логіко-математична модель, що має жорстку ієрархічну структуру, яка дозволяє провести аналіз екологічного стану річкового басейну як в цілому, так і в рамках конкретних аспектів антропогенного навантаження. Всього таких аспектів є чотири, і кожен з них в рамках логіко-математичної моделі виділений в окрему підсистему, в межах якої і проводиться кількісна та якісна оцінка поточної ситуації. Така підсистема характеризується набором критеріїв і показників, за зіставленням яких класифікують стан басейну річки стосовно кожного показника, а за їх оцінками — і всієї підсистеми. Слід зазначити, що, оскільки методика розроблялась для всієї території України, критерії оцінки, а також вагові коефіцієнти, що включені в систему розрахунків, є унікальними для кожної природної зони і природно-сільськогосподарської провінції. Виділені наступні підсистеми: «Радіоактивне забруднення», «Використання земель», «Використання річкового стоку», «Якість води».

Інтегральний показник підсистеми І є критичним для всієї системи розрахунку, тобто у разі незадовільної ситуації із вмістом радіоактивних речовин прийнято вважати розрахунок

загального показника є недоцільним, і екологічний стан басейну визнається незадовільним апріорі. У випадку задовільного показника радіоактивного забруднення проводяться розрахунки за трьома іншими підсистемами.

Розглянемо процес кількісної та якісної оцінки антропогенного навантаження на прикладі підсистеми: «Використання річкового стоку».

Спочатку визначаються показники, які характеризуватимуть рівень навантаження. Для даної підсистеми критичними будуть: показники фактичного (повного) використання річкового стоку (q_1), безповоротного водоспоживання річкового стоку (q_2), скиду води в річкову мережу (q_3), скиду забруднених стічних вод в річкову мережу (q_4).

Величини показників обчислюють за формулами:

$$q_1 = \frac{W_3 + W_{3B}}{W_\phi + W_C} \cdot 100\% , \quad q_2 = \frac{W_3 + W_{3B} - W_C}{W_\phi} \cdot 100\% ,$$

$$q_3 = \frac{W_C}{W_\phi} \cdot 100\% , \quad q_4 = \frac{W_{3B}}{W_\phi} \cdot 100\% ,$$

де W_3 — об'єм забору води з річкової мережі, млн м³; W_{3B} — об'єм збитку річкового стоку внаслідок відбору підземних вод, які гідравлічно пов'язані з річковою мережею, млн м³; W_C — об'єм скиду води у річкову мережу, млн м³; W_{3B} — об'єм скиду у річкову мережу забруднених стічних вод, млн м³.

Оцінку використання річкового стоку виконують як за величиною кожного показника q , так і за рівнем спільного впливу всіх зазначених показників.

Рівень використання за кожним показником оцінюють множиною логічних альтернатив $U_i \in U$ за критеріями, які визначають його якісний стан за ступенем використання водних ресурсів. Множина альтернатив $U_i \in U$ представлена вектором $U = (U_5, U_4, U_3, U_2, U_1)$ — відповідно, маємо рівні якісної оцінки: «дуже високий», «високий», «вище норми», «близький до норми», «низький». Компоненти цього вектора кожного k -го показника визначають за логічною функцією.

Підсумковий розрахунок проводиться в рамках «координуючого алгоритму прийняття рішень», де визначаємо індукційний коефіцієнт антропогенного навантаження (ІКАН). До рівняння, де функція є мірою екологічного стану басейну річки, додаються вагові коефіцієнти за кожною з трьох підсистем, перерахованих вище:

- підсистема «Використання земель»: коефіцієнт = 0,3;
- підсистема «Використання річкового стоку»: 0,2;
- підсистема «Якість води»: 0,5.

Відповідно, рівняння матиме наступний вигляд:

$$\varphi(K_n) = 0,3 \cdot \varphi(L_n) + 0,2 \cdot \varphi(W_n) + 0,5 \cdot \varphi(Q_n),$$

де L_n , W_n , Q_n — поточні значення міри класу станів підсистем з відповідними ваговими коефіцієнтами [16].

Використання методів дистанційного зондування Землі

Використання лише двох описаних вище методичних комплексів має ряд особливостей, які зменшують достовірність екологічної оцінки складових довкілля, і, відповідно, екологічного районування. По-перше проведення безпосередніх польових спостережень є достатньо дорогим. Також проведення моніторингу лише за рахунок польових методів виключає застосування єдиної системи методів, що ускладнює подальшу оцінку та районування території. Звідси слідує головний недолік прийнятої в Україні системи моніторингу навколишнього середовища — дискретність методів спостережень та оцінки. Це зумовлено в першу чергу великою кількістю установ, що займаються елементами моніторингу довкілля, кожна з яких має свою науково-методичні комплекси і здійснює процес спостережень, оцінки і прогнозування на їх основі. Комплекс безпосередніх польових спостережень сьогодні потребує доповнення за рахунок більш активного впровадження дистанційних методів моніторингу, маючи на увазі методи дистанційного зондування Землі. Головними їх перевагами є універсальність (багато елементів моніторингу можна провести за допомогою

дешифрування космічних знімків) та інтеграція з геоінформаційними технологіями. Сучасні геоінформаційні технології дозволяють створювати регіональні природоохоронні геоінформаційні системи (ГІС), що мають величезні аналітичні можливості. За допомогою поєднання технологій ДЗЗ та ГІС можливо організувати безперервний процес актуалізації просторових даних за допомогою дешифрування космічних знімків, їх векторизації, аналізу поточної ситуації в регіоні, прогнозування та пошуку оптимальних управлінських рішень. Основні принципи сучасних ДЗЗ з космосу полягають в:

- високій оглядовості, можливості одержання миттєвої інформації про великі території;

- можливості переходу від дискретної картини значень показників стану навколишнього середовища в окремих пунктах території до безперервної картини просторового розподілу показників;

- можливості одержання інформації у важкодоступних місцях;

- високому рівні генералізації інформації.

Складність використання технологій ДЗЗ на сьогодні пов'язана з високою вартістю космічних знімків високої та дуже високої роздільної здатності (таких як QuickBird, IKONOS, LANDSAT), необхідних для вирішення деяких завдань. Але сучасні методи дешифрування дозволяють проводити більшу частину на базі загальнодоступних знімків (супутників на геостационарній орбіті, супутників NOAA, TERRA та інших).

Наприклад, на основі даних знімків сканером MODIS, зроблених взимку, можна зробити висновок про масштаби та характер забруднення земель техногенним пилом (потрібні знімки з наявністю снігового покриву). Дешифрування (оптимальним є використання програмного пакету ERDAS IMAGINE) дає змогу детермінувати території, забруднені техногенним пилом та масштабність такого забруднення. Далі за допомогою актуальних гідрометеорологічних даних є можливість змоделювати процес розсіювання пилу в результаті промислових та автотранспортних викидів з урахуванням погоднокліматичних умов на конкретній ділянці часу. За аналогічним принципом і за наявності динаміки показників забруднення та

гідрометеоумов, проводиться прогнозування просторово-часового розподілу забруднюючих речовин. Таке прогнозування, проведене в рамках регіональної ГІС, дає широкі можливості для прийняття управлінських рішень [14].

Зазначимо, що методи дистанційного зондування Землі з космосу є незамінними при аналізі просторово-часового розподілу забруднюючих речовин. Використання ДЗЗ у вирішенні таких завдань як обрахунок площі покриття території техногенним пилом, величині нафтових плям на водній поверхні та інші дані такого типу, інвентаризація джерел забруднення — як точкових (наприклад, труби промислових підприємств) та лінійних та полігональних (автошляхи, полігони твердих побутових відходів) а також аналізу динаміки будь-якого забруднюючого процесу, що є особливо важливим в сфері екологічної безпеки, оскільки може попередити виникнення надзвичайних ситуацій — як природного, так і антропогенного походження.

Методологія екологічного районування заснована на кількісній оцінці екологічних показників. Дане завдання сьогодні може бути вирішене за допомогою використання актуальних геоінформаційних технологій. Геоінформаційне програмне забезпечення (оптимальним є використання пакету ArcGIS версії 9.3 або вище) працює з векторними даними, тому постає необхідність векторизації растрових зображень. ArcGIS має широкий вибір інструментів аналізу, що дозволяють проводити оцінку кількісних показників та їх подальшого використання (в тому числі з метою екологічного районування).

Потенційні переваги методів ДЗЗ мають велике значення у сфері глобального моніторингу навколишнього природного середовища, де оглядовість матеріалів і генералізація інформації грають досить істотну роль, а також на рівні національного моніторингу. Однак і на рівні регіонального або об'єктового моніторингу складових навколишнього природного середовища методи ДЗЗ суттєво доповнюють можливості традиційних технологій. Тому при вирішенні практичних завдань підтримки рішень, пов'язаних з управлінням екологічною безпекою, доцільно орієнтуватись на комплексне використання контактних і дистанційних методів. У цьому випадку результати вимірів контактними методами можна використати

для оцінок точності вимірів дистанційними, а також для переходу від відносної шкали оцінок параметрів стану складових довкілля до абсолютної. У свою чергу, дистанційні методи дозволяють перейти від вимірів в окремих пунктах певної території до безперервної картини просторового розподілу розглянутих показників і оптимізувати локалізацію пунктів їх вимірів контактними методами [15].

Приклад поєднання технологій ДЗЗ/ГІС, польових спостережень та математичного моделювання в екологічних дослідженнях. Для наочності наведених особливостей дешифрування космічних знімків наведемо приклад їх тематичної обробки з метою оцінки просторового розподілу забруднення ґрунтів та приземного шару атмосфери лінійними джерелами забруднення (на прикладі автошляхів). В контексті прогнозування зони просторового розподілу твердих часток та газових домішок доцільно виділити наступні впливові чинники: категорія автошляху (диференціюється за інтенсивністю руху і визначається шляхом польових спостережень), наявність та якість лісозахисної смуги (за шириною, визначається засобами ДЗЗ), метеорологічні умови (сила та переважний напрям вітру, за даними гідрометеорологічних служб).

Сучасна організація отримання космічних знімків ускладнює планування сеансів космічної зйомки на задану дату і ділянку місцевості. Тому до тематичного дешифрування автотransпортних засобів зазвичай залучаються космічні знімки оптичного і НВЧ-діапазонів, отримані на близькі дати до наземних спостережень інтенсивності руху. У нашому випадку такі спостереження були приведені 12 грудня 2008 року на тест-ділянці автотраси біля смт Клевань. Отримані при цьому результати наведені у табл. 4

Виходячи з припущення, що середня швидкість на автошляхах України лежить в інтервалі 60—70 км/год. можна вважати, що дані з табл. 4 — середня кількість автомобілів, які знаходяться одночасно на ділянці автотраси довжиною 120 км. Як відомо, космічні зйомки певної території в оптичному діапазоні виконуються вдень. За даними космічних знімків досліджуваної ділянки, оцінки кількості автомобілів відрізня-

лися від наведених у табл. 4 в середньому на 10—15%. Таким чином, можна стверджувати, що дані дешифрування одного космічного знімку можна віднести на типові дні для визначеного сезону інтервалі денного руху, з 6 до 20 годин.

Таблиця 4 — Інтенсивність руху автотранспорту на тест-ділянці автотраси від м. Рівне до м. Луцьк (біля смт Клевань)

Тип автотранспорту	Інтенсивність руху (кількість автомобілів)		
	7:00 — 8:00	12:00 — 13:00	19:00 — 20:00
Легковий	1600	1450	1510
Мало- та середньогабаритний вантажний	630	450	560
Великогабаритний вантажний	640	610	490
Громадський транспорт	110	40	
Загальна кількість:	2980	2550	2620

Саме на таких припущеннях була синтезована карта класифікації ділянок головних автошляхів Рівненської області по інтенсивності руху в осінньо-зимовий період (рис. 4.11). На ній червоним кольором виділені основні автодороги на досліджуваній території, інтенсивність руху вдень показана за допомогою зміни товщини ліній, які показують автодороги. Шкала має три категорії: ділянки з найінтенсивнішим рухом (понад 3000 автомобілів на годину), з середньою (2000—3000 авт./год.) і невисокою інтенсивністю (менше 2000 авт./год.). Зеленим кольором показані другорядні автодороги з незначною інтенсивністю.

Для визначення ефективності захисного ефекту лісосмуг доцільно використовувати тематичне дешифрування космічних знімків. Для виконання цього завдання необхідні знімки середньої просторової роздільної здатності (порядку 20—30 м), отримані у період танення снігового покриву. Це зумовлено тим, що сніг, акумульований у лісосмугах, сходить значно повільніше ніж на відкритій місцевості. Перший етап інвентаризації лісосмуг уздовж автомобільних шляхів полягає в класифікації окремих їх ділянок за трьома ознаками: К1 — наявність лісосмуги з одного

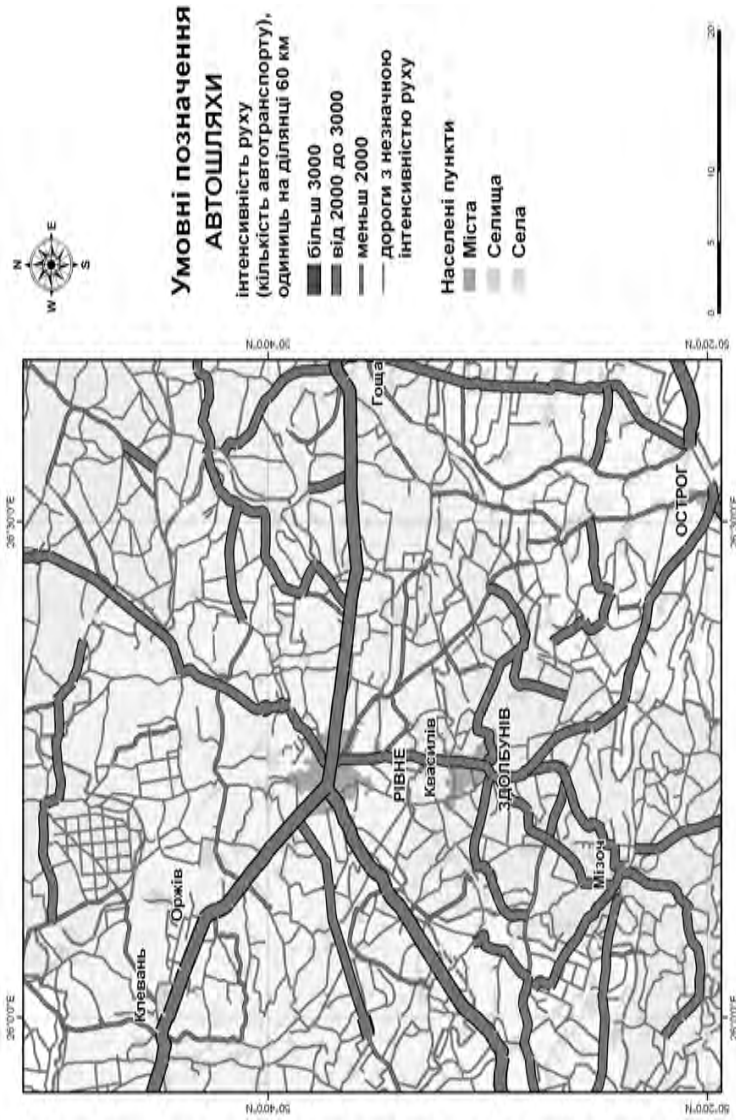


Рис. 5. Інтенсивність руху автотранспорту вдень на досліджуваній ділянці території Рівненської області

боку; K2 — наявність лісосмуг із двох боків; K3 — відсутність лісосмуг. Завдання наступних етапів зводиться до визначення індивідуальних ознак кожного класифікаційного елемента, які обумовлюють його ефективність з позиції охорони прилеглих до автошляхів земель від забруднення викидами автотранспорту. Проаналізувавши текстурні ознаки снігових смуг уздовж шляхів, із залученням тематичного шару автомобільні шляхи з векторної топографічної карти відповідної місцевості, визначають ділянки з характерними ознаками лісосмуг. Для наочності отриману картографічну модель, як у цьому випадку, можна доповнити деякими тематичними шарами на тлі космічного знімка, що значно збільшує наочність.

Для визначення сили та напряму вітру можна використати дані гідрометеорологічних установ.

Враховуючи відсутність чітких визначень ступеню забруднення атмосфери автотранспортом, необхідно побудувати математичні продукційні моделі прийняття рішень в умовах невизначеності. Основними етапами нечіткого висновку є:

- формування бази правил нечіткого висновку;
- фазифікація входних змінних;
- агрегування підумов в нечітких правилах продукцій;
- активізація підвисновків в нечітких правилах продукцій;
- акумулювання висновків нечітких правил продукцій.

Продукційною називають модель, що ґрунтується на твердженнях, що мають вигляд «якщо (умова) і/або (умова), то (дія)». Для формального представлення емпіричних знань про оцінку ступеню забруднення атмосфери автомобільним транспортом в залежності від факторів (сила вітру, наявність та якість захисної смуги, категорія дороги) необхідно створити базу правил систем нечіткого висновку, що використовує правила нечітких продукцій. Показник K — рівень забруднення — вихідна лінгвістична змінна з якісними висновками: M — припустимий ступінь забруднення, S — граничний стан, H — неприпустимий рівень забруднення.

$$K=\{M, S, H\}.$$

Вхідними параметрами є лінгвістичні змінні наступного вигляду:

K_V, K_L, K_D — ступінь забруднення K залежно від конкретного фактора. На основі законів нечіткої логіки створюється база правил (в даному випадку — 27 правил), що мають вигляд:

$$R_1 : \text{if } K_V \text{ is } M \ \& \ K_L \text{ is } M \ \& \ K_D \text{ is } M \text{ then } K \text{ is } M.$$

Наступним етапом є фазифікація — процедура знаходження значень функцій належності термів на основі нечітких вихідних даних. Метою фазифікації є встановлення відповідності між конкретним значенням окремої вхідної змінної системи нечіткого висновку та значенням функції належності відповідного терму вхідної лінгвістичної змінної. Приклад графіку, що визначає функцію належності всіх термів, ступінь забруднення атмосфери в залежності від одного з факторів (наявності та параметрів лісосмуги) зображений на рис. 6.

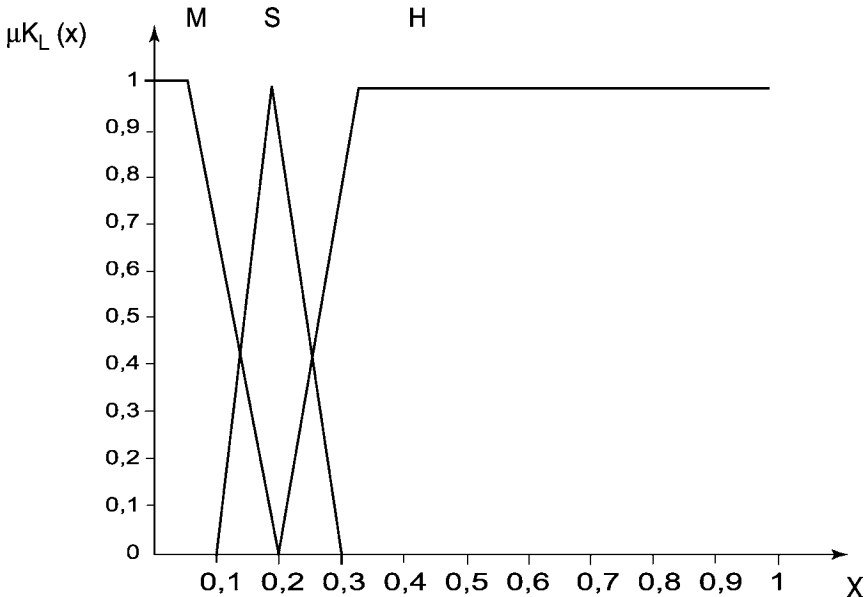


Рис. 6. Графік функцій належності якісних термів залежно від зелених насаджень

На основі таких графіків будується графік, що визначає функції належності $\mu_k(X)$ всіх термів, що відносяться до показника ступеня забруднення атмосфери автомобільним транспортом.

Наступним етапом є агрегування. Агрегування — процедура визначення ступеню істинності умов по кожному з правил системи нечіткого висновку. Ступінь істинності визначається на основі відомих значень істинності підумов. Значення вхідних лінгвістичних змінних системи нечіткого висновку приведені в таблиці 5.

Таблиця 5 — Значення вхідних лінгвістичних змінних

Змінні	Значення
Слабий вітер	0,1
Сильний вітер	0,3
Дуже сильний вітер	0,6
Ґрунтова дорога	0,2
Шосе	0,3
Автомагістраль	0,5
Смуга чагарнику	0,2
Лісосмуга	0,3
Лісовий масив	0,5

0—0,3 — припустимий ступень забруднення;

0,3—0,6 — граничний показник забруднення;

0,6—0,9 — неприпустимо високий рівень забруднення.

Як метод агрегування використовуємо операцію *min*-кон'юнкції:

$$\mu_C(x) = \min \{ \mu_A(x), \mu_B(x) \} \quad (\forall x \in X)$$

Проаналізувавши отримані графіки, можна визначити активні продукційні правила зі ступенем істинності, що відмінна від нуля.

Наступним етапом є активізація підвисновків в активних продукційних правилах за формулою:

$$\mu^i(y) = \min(c_i, \mu(y)).$$

Отримані результати для чотирьох правил відображені на рис. 7.

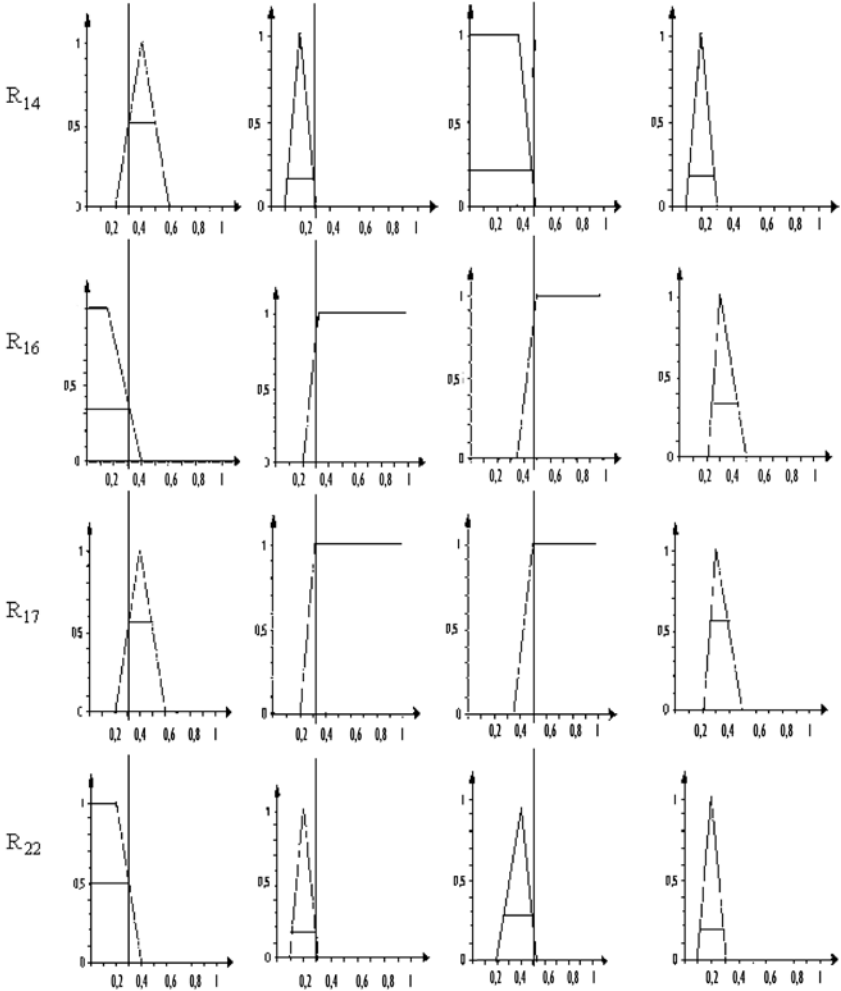


Рис. 7. Формалізація системи прийняття рішень про ступінь забруднення атмосфери автомобільним транспортом

Наступним етапом є акумулювання висновків нечітких продукційних правил з використанням операції мах-диз'юнкції:

$$K = \max(M \vee S \vee H)$$

Результат акумуляції в даному прикладі відображений на графіку функції належності вихідної змінної К (рис. 8).

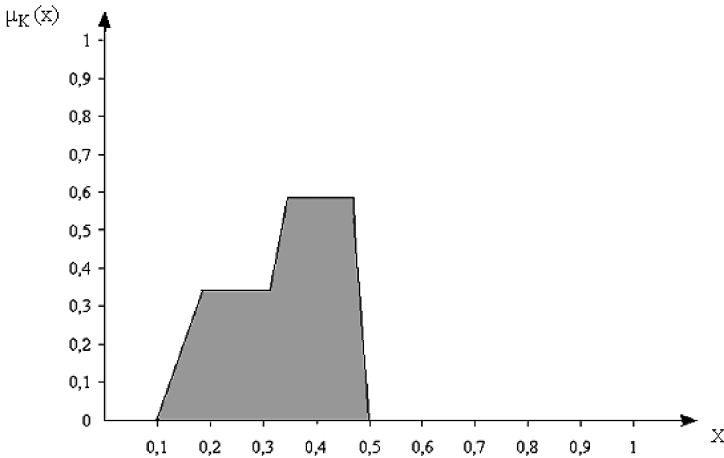


Рис. 8. Графічна представлення акумульованого висновку

Заклучна процедура являє собою дефазифікацію нечітких продукційних правил методом центру тяжіння. Її мета — отримання кількісного значення, використовуючи результати акумуляції.

$$y = \frac{\sum_{i=1}^n x_i \cdot \mu(x_i)}{\sum_{i=1}^n \mu(x_i)},$$

де y — результат дефазифікації, x — змінна, що відповідає вихідній лінгвістичній змінній, $\mu(x_i)$ — функція належності.

Приклад результату показаний на рис. 9.

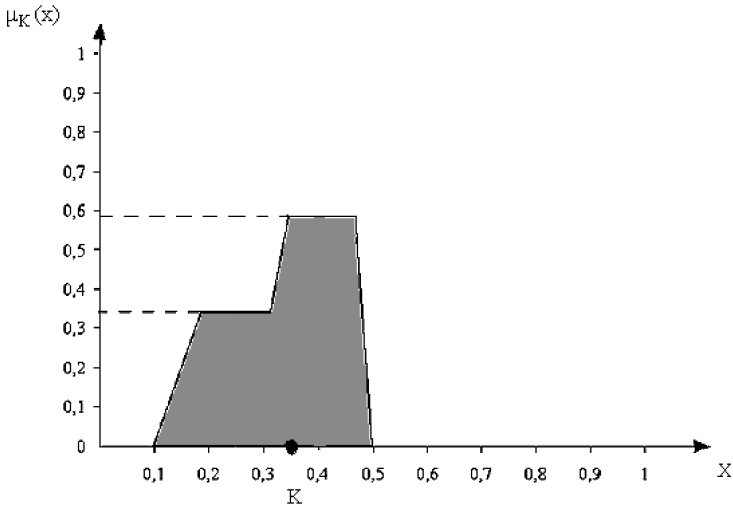


Рис. 9. Дефазифікація вихідної лінгвістичної змінної K методом центру тяжіння

Зазначимо, що методи дистанційного зондування Землі з космосу є незамінними при аналізі просторово-часового розподілу забруднюючих речовин. Використання ДЗЗ у вирішенні таких завдань як обрахунок площі покриття території техногенним пилом, величині нафтових плям на водній поверхні та інші дані такого типу, інвентаризація джерел забруднення — як точкових (наприклад, труби промислових підприємств) та лінійних та полігональних (автошляхи, полігони твердих побутових відходів) а також аналізу динаміки будь-якого забруднюючого процесу, що є особливо важливим в сфері екологічної безпеки, оскільки може попередити виникнення надзвичайних ситуацій — як природного, так і антропогенного походження.

Методологія екологічного районування заснована на кількісній оцінці екологічних показників. Дане завдання сьогодні може

бути вирішене за допомогою використання актуальних геоінформаційних технологій. Геоінформаційне програмне забезпечення (оптимальним є використання пакету ArcGIS версії 9.3 або вище) працює з векторними даними, тому постає необхідність векторизації растрових зображень. ArcGIS має широкий вибір інструментів аналізу, що дозволяють проводити оцінку кількісних показників та їх подальшого використання (в тому числі з метою екологічного районування).

Потенційні переваги методів ДЗЗ мають велике значення у сфері глобального моніторингу навколишнього природного середовища, де оглядовість матеріалів і генералізація інформації грають досить істотну роль, а також на рівні національного моніторингу. Однак і на рівні регіонального або об'єктового моніторингу складових навколишнього природного середовища методи ДЗЗ суттєво доповнюють можливості традиційних технологій. Тому при вирішенні практичних завдань підтримки рішень, пов'язаних з управлінням екологічною безпекою, доцільно орієнтуватись на комплексне використання контактних і дистанційних методів. У цьому випадку результати вимірів контактними методами можна використати для оцінок точності вимірів дистанційними, а також для переходу від відносної шкали оцінок параметрів стану складових довкілля до абсолютної. У свою чергу, дистанційні методи дозволяють перейти від вимірів в окремих пунктах певної території до безперервної картини просторового розподілу розглянутих показників і оптимізувати локалізацію пунктів їх вимірів контактними методами [15].

Концептуальна модель інтегрального екологічного районування території області

Враховуючи визначені вище особливості процесу екологічного районування і визначивши основні методичні підходи до його виконання, авторами була побудована концептуальна модель районування території області та розроблений алгоритм виконання даного завдання. Основними вимогами до результатів районування є:

- при районуванні мають бути враховані екологічні показники всіх визначених складових навколишнього середовища: атмосферне повітря, водні ресурси, земельні ресурси та фітоценози;

- районування проводиться на основі інтегрального індексу антропогенного навантаження на довкілля, що містить комплексні дані про екологічний стан всіх підсистем шляхом винаходження їх інтегральних індексів забруднення;

- інтегральний індекс антропогенного навантаження розраховується як відносний показник навантаження на 1 км² досліджуваної території;

- за операційну територіальну одиницю (ОТЕ) районування приймається адміністративний район в складі досліджуваної області, кожному району надається показник інтенсивності використання довкілля;

- результати районування імплементуються в структурну регіональну геоінформаційну систему (ГІС) управління природокористуванням та екологічною безпекою.

Алгоритм проведення екологічного районування для визначеного завдання може виглядати наступним чином:

Вибір космічних знімків для тематичного дешифрування. Для дослідження кожної з підсистем навколишнього середовища можуть бути застосовані знімки як в оптичному, так і в радіолокаційному діапазоні. Від конкретних цілей залежить і просторова роздільна здатність знімка. Оскільки досліджується територія значної площі (до 33 тис. км²), для виконання більшості завдань достатньо знімків з роздільною здатністю від 250 до 1000 м, які знаходяться в вільному доступі — наприклад, знімки сканером MODIS супутнику TERRA).

Проведення тематичного дешифрування знімків. Доцільно проводити дешифрування на базі програмного пакету ERDAS Imagine версії 8.7 або вище). Класифікація території зображена на знімку на основі дешифрувальних ознак. Оскільки визначаємо просторовий розподіл шкідливих домішок та міру їх вмісту в довкіллі, ключовими групами дешифрувальних ознак є ознаки яскравості та геометричні. Найбільш інформативними є ознаки яскравості. Вони є найбільш зручними при дешифруванні багатозональних знімків, тому що кожний елемент на зображенні отримує багатомірну числову характеристику — набір спектральних ознак. Геометричні ознаки — це форма (лінійна, нелінійна), розмір, топологічні властивості об'єктів. За їх допомогою можна визначити масштаби забруднення.

Зазначимо, що для ефективної оцінки розподілу, інтенсивності та масштабів забруднення, доцільно використовувати ряд знімків однієї ділянки, що дає змогу аналізувати часову динаміку забруднюючих процесів.

Визначення просторово розподілених показників забруднення. Розрахунок просторово розподілених показників проводиться за допомогою технологій геоінформаційних систем в рамках програмного пакету ArcGIS 9 (версія ArcINFO). За допомогою геоінформаційних методів можна отримати дані про просторовий розподіл забруднюючих речовин (наприклад, площу плям на водній поверхні, ареали розповсюдження техногенного пилу та ін.). Також доцільно за допомогою даного програмного пакету провести розрахунок показників, що мають непрямий зв'язок з інтенсивністю антропогенного навантаження (наприклад, площу лісових масивів, сільгоспугідь, полігонів твердих побутових відходів, ширину та якісні параметри захисних зелених насаджень) — тих показників, визначення яких за допомогою польових вимірів є дуже витратним.

Використання даних державного моніторингу навколишнього середовища. Визначення індексів забруднення атмосфери, водних ресурсів та ґрунтового покриву.

Велика кількість даних про екологічний стан довкілля може бути отримана з високим ступенем достовірності лише за допомогою польових спостережень. Наприклад, дані про перевищення ГДК забруднюючих речовин у воді, вміст солей в зоні аерації ґрунту тощо. Після отримання цих даних проводиться оцінка екологічного стану та прогнозування ситуації за допомогою методів математичного моделювання, деякі з них описані в даній статті. Якщо показник має територіальну прив'язку, його також можна розрахувати за допомогою технологій геоінформаційних систем. Пакет ArcGIS має широкий набір інструментів для вирішення завдань такого типу. Наступним кроком після визначення ключових показників є розрахунок індексів забруднення кожної з підсистем. Під «індексом забруднення» розуміємо інтегральний показник, що кількісно характеризує стан всіх складових даної підсистеми. Наприклад, для гідросфери такими складовими вважають радіоактивне забруднення, використання земель в басейнах річок, господарське використання водних ресурсів та якість води.

Розрахунок індексів забруднення підсистем та ранжування показників за ступенем впливу на результат інтегральної оцінки. Існує велика кількість методик розрахунку індексів забруднення атмосфери, водних об'єктів та ґрунтового покриву. Деякі з них описані в даній статті. Для подальшого визначення інтегральної оцінки забруднення довкілля необхідно вибрати схожі за алгоритмом розрахунку методи для подальшої уніфікації складових підсумкової формули. Після визначення індексів потрібно надати кожному з них ваговий коефіцієнт. Цього потребує вимога до універсальності пропонованої моделі. Регіони України суттєво різняться за господарською спеціалізацією і не існує універсального пакету управлінських рішень для всіх областей. Надання вагових коефіцієнтів для кожної з них дозволяє врахувати місцеву специфіку. Наприклад, в Закарпатській області майже не розміщені потужності важкої промисловості, і порівняно невелика кількість автотранспортних засобів, але існує суттєва проблема з підтопленням земель і якістю води — тому в даному випадку доцільно надати більшу вагу коефіцієнту водних ресурсів. В той же час у промислово розвинених і густонаселених регіонах східної частини України в структурі забруднення суттєвішою є частка забруднення повітря стаціонарними і пересувними джерелами — тож тут розподіл ваги по коефіцієнтах буде іншим. Для надання вагових коефіцієнтів пропонується використати метод експертних оцінок, де роль експертів виконують фахівці в сфері екологічної безпеки та раціонального природокористування. Сума вагових коефіцієнтів повинна дорівнювати 1 і може виглядати наступним чином:

$$K_1 \text{ (атмосфера)} = 0,5;$$

$$k_2 \text{ (гідросфера)} = 0,2;$$

$$k_3 \text{ (ґрунти)} = 0,3, \text{ відповідно } K_1 + k_2 + k_3 = 1$$

Визначення інтегрального індексу антропогенного навантаження. Після визначення вагових коефіцієнтів для кожної підсистеми складових довкілля, можна сформулювати метод визначення підсумкового показника — індексу антропогенного навантаження на довкілля, який може бути розрахований за формулою:

$$I_N = \frac{(I_1 \cdot k_1 + I_2 \cdot k_2 + I_3 \cdot k_3)}{S_r},$$

де I_N — інтегральний показник антропогенного навантаження на довкілля; I_{1-3} — індекси антропогенного навантаження на три визначені підсистеми складових довкілля: атмосферне повітря, водні ресурси, земельні ресурси; k_{1-3} — вагові коефіцієнти для кожної з підсистем, розраховані на основі показників інформативності; S_r — площа конкретного району.

Проведення районування та впровадження його результатів в обласну геоінформаційну систему управління природокористуванням та екологічною безпекою. Автори пропонують шкалу, що складається з чотирьох категорій інтенсивності антропогенного навантаження, які визначаються за інтегральним індексом:

- відносно безпечний — антропогенне навантаження порівняно невисоке. Екологічні проблеми мають характер флуктуацій, не відчуються або майже не відчуються в сусідніх районах та можуть вирішуватись на рівні керівництва району. Пропонується підтримувати діяльність системи екологічної безпеки та природокористування на поточному рівні;

- підвищений — антропогенне навантаження середнє. Екологічні проблеми мають характер тренду, відчуються в сусідніх районах. Пропонується внести корективи в стратегію природокористування, ситуація потребує розглядання на обласному рівні.

- небезпечний — антропогенне навантаження інтенсивне. Екологічні проблеми мають чітко виражений системний характер, відчуються на значній території. Пропонується розглянути питання про прийняття нової стратегії природокористування з обов'язковим винесенням проблеми на рівень обласного керівництва.

- критичний — екологічні проблеми приймають форму, близьку до надзвичайної ситуації, їх наслідки відчуються на дуже значній території, ставлять загрозу для безпеки життєдіяльності населення. Ситуація потребує введення режиму кризового (оперативного моніторингу) навколишнього середовища, радикального перегляду програми соціально-економічного

розвитку регіону. Проблема потребує розглядання на загальнодержавному рівні, з залученням непрофільних установ.

Авторами пропонується проведення екологічного районування двох типів. При районуванні 1-го типу планується виділення територій, що співпадають з межами адміністративних районів. Якщо декілька сусідніх районів мають однакову категорію, пропонується виділити їх в екологічний субрегіон, з доцільністю координації управлінських зусиль в даних районах та уніфікації стратегії природокористування. Цей тип районування допомагає приймати управлінські рішення на загальнообласному рівні при порівняно невисокому антропогенному навантаженню. Також цей підхід може удосконалити розподіл матеріальних ресурсів в природоохоронній сфері.

При районуванні 2-го типу межі районів можуть не співпадати з адміністративно-територіальним поділом, а виділяються за допомогою ізоліній. Цей вид районування дає більшу точність і достовірність, його можна використовувати при вирішенні проблем на районному рівні, а також при виникненні надзвичайної ситуації і запровадженні кризового моніторингу.

Візуалізація результатів екологічного районування проводиться у вигляді електронної карти, інтегрованої в відповідну регіональну ГІС у вигляді окремого тематичного шару, в якому повинна міститись наступна інформація:

- адміністративно-територіальний поділ області до рівня районів;
- населені пункти;
- транспортні комунікації (автодороги, залізниці, трубопроводи, летовища);
- захисні смуги уздовж транспортних комунікацій;
- стаціонарні джерела забруднення довкілля, диференційовані за господарською спеціалізацією;
- результати районування в межах адміністративно-територіального поділу;
- результати районування у вигляді системи ізоліній.

Розроблена модель дозволяє проводити екологічне районування на будь-якому рівні. Але його доцільність викликає сумнів як в загальнодержавному масштабі (з причини надзвичайної генералізації екологічних проблем), так і на рівні ад-

міністративного району (з причини відсутності у сільських рад повноважень в сфері природокористування та охорони довкілля). Тому сьогодні оптимальним є проведення районування саме на обласному рівні.

Висновки

За результатами аналізу досліджень в напрямку екологічного районування територій можна зробити висновок, що для підвищення ефективності прийняття управлінських рішень в природоохоронній сфері доцільно провести інтегральне екологічне районування, використовуючи концептуальну модель кількісного «перехресного районування», тобто враховуючи низку показників без надання будь-якому з них суттєвих переваг в значимості перед іншими, але враховуючи рівень інформативності даних показників. Це пов'язано з комплексністю поставленого завдання, дуже високим рівнем відкритості будь-якої екосистеми та надзвичайною складністю кореляційних зв'язків між її компонентами.

Кінцевим показником, за яким буде проводитись районування територій, обрано відносний інтегральний індекс антропогенного навантаження на одиницю досліджуваної території. Під антропогенним навантаженням розуміємо будь-який негативний вплив людської діяльності на життєдіяльність екосистеми, який можна виміряти кількісно. Це інтегральні індекси забруднення атмосферного повітря, водних об'єктів та земельних ресурсів. Наведено приклади оціночних методик, за якими можна визначити такі індекси для кожної з зазначених підсистем.

Особливу увагу варто приділити методам отримання статистичних даних про екологічний стан довкілля. За результатами аналізу впроваджені в Україні Державної системи моніторингу навколишнього середовища можна зробити висновок, що низка дискретних методів, на основі яких проводиться моніторинг, не в змозі дати об'єктивну інтегральну оцінку стану навколишнього середовища. Більшу об'єктивність дає комплексне поєднання польових методів спостереження, методів математичного моделювання і методів дистанційного зонду-

вання Землі (ДЗЗ) в поєднанні з активним використанням технологій геоінформаційних систем (ГІС). Особливу увагу варто приділити саме впровадженню ДЗЗ/ГІС-технологій, оскільки методичний комплекс дешифрування космічних знімків є універсальним, а також використання зазначених можливостей дає змогу автоматизувати процес оцінки та прогнозування поточної екологічної ситуації в рамках спеціалізованої регіональної геоінформаційної системи.

* * *

1. Блануца В.И. Интегральное экологическое районирование: концепция и методы / В.И. Блануца. — Новосибирск: Наука, 1993. — 158 с.

2. Блануца В.И. Преобразование метода районирования для решения задач географического прогнозирования / В.И. Блануца // География и природные ресурсы, 1987. — № 4. — С. 26—33.

3. Исаков Ю.А. Классификация, география и антропогенная трансформация экосистем / Ю.А. Исаков, Н.С. Казанская, Д.В. Панфилов. — М.: Наука, 1980. — 226 с.

4. Олішевська Ю.А. Методика геоекоекологічного районування території України / Ю.А. Олішевська // Автореф. дис. ... канд. геогр. наук: 11.00.11 / Київський національний університет імені Тараса Шевченка. — К., 2005. — 24 с.

5. Разумовский В.М. Эколого-экономическое районирование: Теоретические аспекты / В.М. Разумовский. — Л.: Наука, ЛО, 1989. — 156 с.

6. Слюсаренко В.К. Эколого-экономическое районирование / В.К. Слюсаренко. — К.: Наук. думка, 1990.

7. Волошин І.М. Методика досліджень проблем природокористування / І.М. Волошин. — Львів: ЛДУ, 1994.

8. Закон України про охорону навколишнього природного середовища. — К., 2006

9. Положення про державну систему моніторингу довкілля. — К., 2006

10. Рибалов О.О. Екологічний моніторинг / О.О. Рибалов. — Суми, 2007.

11. Повітряний кодекс України — К., 2000 р.

12. Закон України про охорону атмосферного повітря — К., 2002.
13. Лаврик В.І. Методи математичного моделювання в екології / В.І. Лаврик. — К., 1998.
14. Системный анализ контроля и управления качества воздуха и воды — К., 2001.
15. Греков Л.Д. Космічний моніторинг забруднення земель техногенним пилом / Л.Д. Греков, О.М. Красовський, О.М. Трофимчук. — К., 2007.
16. Красовський Г.Я. Космічний моніторинг безпеки водних екосистем із застосуванням геоінформаційних технологій / Г.Я. Красовський. — К., Наук. думка, 2007.
17. Яцик А.В. Водогосподарська екологія / А.В. Яцик. — К.: Генеза, 2004.

Отримано: 15.05.2010 р.