

МОДЕЛЮВАННЯ ФУНКЦІОНАЛЬНИХ ВЛАСТИВОСТЕЙ СИСТЕМИ ПРИЛАДІВ ЕКОЛОГІЧНОЇ ЛАБОРАТОРІЇ

Розглянуто загальні принципи моделювання функціональних властивостей приладів екологічної лабораторії. Запропоновано алгоритм нечіткого логічного висновку щодо процесу оцінки якості інформації, отриманої відповідними приладами, про стан параметрів екологічного об'єкта. Визначено процедуру відбору припущень експертів і на цій основі формується множина причин порушень нормативно-технічних положень екологічного характеру

Н.В. Луців

Старший викладач

Кафедра товарознавства і експертизи товарів

Львівський інститут економіки і туризму

вул. Менцинського, 8, м. Львів, 79007

Контактний тел.: +38(032)270-24-68

E-mail: simlu@mail.lviv.ua

В.М. Юзевич

Доктор фізико-математичних наук, професор

Фізико-механічний інститут ім.Г.В. Карпенка НАН України

вул. Наукова, 5, м. Львів, 79601

Контактний телефон відділу: +38(032)229-68-58

E-mail: yuzevych@ipm.lviv.ua

Розглянемо елементи методики оцінки якості функціональних властивостей системи приладів екологічної лабораторії (СПЕЛ) та відповідного інформаційного забезпечення. Основні завдання такої лабораторії – дослідження стану води і донних відкладень озер заповідних територій (зокрема, Шацького національного природного парку (ШНПП)) з метою розробки стратегії покращення екологічного стану довкілля в умовах взаємодії з підприємствами і закладами.

Функціональні властивості приладів забезпечують виконання процедури вимірювання параметрів середовищ СПЕЛ відповідно до призначення. Завдяки цим властивостям СПЕЛ задовольняє потреби дослідників. Номенклатура властивостей СПЕЛ залежить від цільового призначення приладів, інформаційного забезпечення і повинна відповідати нормативно-технічному регулюванню відповідних показників якості.

Функціональні властивості СПЕЛ сформовані на основі трьох груп показників: досконалість виконання основної дослідницької функції; універсальність застосування приладів та методик; досконалість виконання допоміжних операцій. Після перегляду нормативних документів окремі властивості і показники, які застаріли й не відповідають сучасному рівню роз-

витку екологічних досліджень, слід удосконалити та оновити.

Специфіка функціональних властивостей СПЕЛ в тому, що відомі системи якості мають справу, в першу чергу, з потребами споживачів [1], а системи управління в екології орієнтовані на потреби всього суспільства в охороні й поліпшенні стану довкілля [2].

В основі СПЕЛ – автоматизована система контролю гідроекологічних характеристик водних середовищ, яка складається з двох частин: вимірювальної та інформаційної. До складу вимірювальної частини входить прилади, орієнтовані на визначення гідроекологічних характеристик досліджуваного водного об'єкта та параметрів можливих джерел його забруднення.

Інформаційна частина системи складається із ПЕОМ із загальним та спеціальним програмним забезпеченням, що виконує функції сервера локальної мережі, на якій формується й реалізується база даних експерименту з необхідним набором допоміжних периферійних приладів, які є загальносистемними: мережний принтер, мережний плотер, блок приладів експрес-обробки і відображення даних тощо.

Спеціальне програмне забезпечення дозволяє підвищити ефективність досліджень і розв'язати задачі

оперативного прогнозування, планування та ефективного управління ходом експериментів. Інформаційна частина СПЕЛ – це комплекс програм, які дозволяють організувати банк даних, до складу якого входять три бази даних: «Система приладів та їх опис», «Методики проведення експериментів та відповідні нормативні документи», «Інформаційна база даних». Остання з них призначена для запису узагальненої інформації, в якій відображено моніторинг водного середовища та донних відкладень об'єкту (ШНПП), зокрема про потенційно токсичні речовини, що містяться в озерах та стічних водах. Тут же передбачені процедури запам'ятовування результатів і виявлення негативного впливу забруднюючих речовин на якість води.

В існуючих системах зондування зв'язок між підводною підсистемою зондів і обчислювальною підсистемою із периферійним обладнанням реєстрації та відображення вимірювальної інформації здійснюється через пристрій формування, передачі й прийому вимірювальної інформації, що складається з передавальної і приймальної частин, з'єднаних, наприклад, радіоканалом [3].

Результати обробки інформації проведених досліджень використовуються для контролю екологічної обстановки водного середовища й довкілля об'єктів (ШНПП), а також для впорядкування масивів гідрофізичних, гідрохімічних даних після проведення всебічних випробувань і перевірки на відповідність вимогам державних стандартів та інших нормативних документів [4–7].

З погляду на невіршені раніше частини загальної проблеми потрібно виділити недосконалості функціональних властивостей приладів, які утруднюють обслуговування СПЕЛ. В результаті слід постійно впроваджувати в методику планування експерименту нові прогресивні технічні рішення, які необхідно спрямувати на зменшення та ліквідацію надлишкової інформації, оскільки система збору та впорядкування екологічної інформації досить громіздка. При цьому функціональний характер властивостей СПЕЛ виражає тенденцію оцінювати якість приладів з допомогою кількісних показників.

Мета досліджень – удосконалити методику оцінки якості функціональних властивостей СПЕЛ (ОЯФВ СПЕЛ) та відповідного інформаційного забезпечення, що сприятиме проведенню оптимального числа вимірювань екологічних параметрів у середовищах, які відповідають об'єктам (ШНПП).

Скорочення термінів випробувань (експериментів) і зменшення фінансових витрат досягають за допомогою засобів автоматизації з урахуванням умов неповної визначеності даних. Відповідні засоби дозволяють підвищити ефективність і, відповідно, надійність інформаційної бази даних.

Функціональна організація системи автоматизації екологічних випробувань

Процеси, реалізовані з допомогою СПЕЛ в умовах неповної визначеності інформації пов'язані з необхідністю отримання та виконання операцій над функціями, які характеризують невизначеність даних: функцією щільності ймовірності для стохастичних даних

[8], функцією належності для нечітких даних [9], узагальнюючою функцією у випадку комбінованої невизначеності [10]. Більшість з цих операцій може здійснюватися як послідовно, так і паралельно. Послідовне виконання пов'язане з витратами часу, паралельне – з додатковими апаратними витратами. Тому актуальною є задача оптимізації, яка супроводжується розпаралелювання процесів інформаційного забезпечення в СПЕЛ з урахуванням умов неповної визначеності вхідних та вихідних даних.

Велика кількість контрольованих та керованих параметрів і необхідність використання недостатньо конкретизованих даних зумовлюють значну складність екологічних об'єктів (озер, ШНПП) і доцільність розв'язання задачі оптимізації функціональної структури СПЕЛ шляхом розпаралелювання в системі розподілу апаратних і програмних операцій. Враховується також інтегральний підхід до СПЕЛ, оскільки він ґрунтується на синтетичному цілісному аналізі всіх сторін і факторів екологічної обстановки в комплексі.

Для розв'язання задачі оптимізації відбору інформації введемо вартісну функцію $\Omega(x)$ (умову обмеженості фінансових затрат, виділених на вимірювання параметрів екологічної обстановки об'єктів (водних систем озер чи всього ШНПП)), яка є критерієм оптимальності [2]:

$$\Omega(x) = \sum_{i=1}^N x_i w_i \leq Z, \tag{1}$$

де w_i – вартість (у гривнях чи інших грошових одиницях) одного вимірювання, проведеного в i -й камері (площа водного середовища (озера) розбита на камери – елементарні комірки [2]); x_i – число вимірювань, проведених у камері за номером « i »; $x = \{x_i\}$ – множина вимірювань. Методика передбачає проведення якнайбільшого числа вимірювань (оптимального в інформативному розумінні) в камерах з більшою вагою. Цій умові відповідає максимальне значення функції вимірювань

$$L(x) = \sum_{i=1}^N x_i g_i, \quad x_i = 0, 1, 2, \dots \tag{2}$$

Тут $g_i = p_i \Delta S_i^n$ – ваговий коефіцієнт ефективності вимірювань для кожної камери; ΔS_i^n – сума площ ділянок, що розміщені між границею i -ї камери в момент t і в прогнозний момент $t + \Delta t$, що відповідає η -ій послідовності контрольних карт кількісних ознак [11]; $p_i(t)$ – ймовірність послідовності контрольних карт кількісних ознак.

Вартісна функція повинна відповідати умовам:

а) для послідовно з'єднаних підсистем

$$\Omega_I(x, \xi_1, \xi_2, \xi_3, \xi_4) = \sum_s \Omega_s + w_t \sum_s t_s, \tag{3}$$

б) вартісна функція паралельно з'єднаних підсистем

$$\Omega_{II}(x, \xi_1, \xi_2, \xi_3, \xi_4) = \sum_s \Omega_s + w_t \max_s(t_s), \tag{4}$$

де Ω_s – вартість апаратних засобів s -ї підсистеми; t_s – час виконання операції s -ю підсистемою; w_t – вартість витрат часу; ξ_1 – множина послідовних операцій; ξ_2 – множина паралельних операцій; ξ_3 – множина апаратно реалізованих операцій; ξ_4 – множина програмно реалізованих операцій.

Для оцінки динамічних змін комплексних показників якості процедури вимірювань параметрів з до-

помогою СПЕЛ використовуємо функціонал якості екосистеми ШНПП у вигляді [12,13]:

$$J = \int_{t_0}^{t_k} f(g, u, \zeta) dt, \quad (5)$$

де g – вектор заданих впливів ($g = \{g_i\}$; g_i – параметри системи, які, зокрема, характеризують оптимальний набір комплексних показників якості); u – вектор керувань; ζ – вектор невизначених збурень; t – час; $[t_0, t_k]$ – інтервал часу, в якому розглядаються процеси (зокрема, одним з таких процесів є формування критеріального співвідношення для оцінювання якості процедури моделювання функціональних властивостей приладів екологічної лабораторії); $f(g, u, \zeta)$ – функція, що відображає систему показників якості, зокрема, для водної екосистеми і довкілля озер ШНПП.

В першому наближенні подамо її використовуємо $f(g, u)$ у вигляді адитивно-мультиплікативних комбінацій

$$f(g, u, \zeta) = \sum_{\theta=1}^m \alpha_{\theta} S_{\theta}(g, u, \zeta) \prod_{r=1}^r W_{\theta r}(g, u, \zeta). \quad (6)$$

Тут $S_{\theta}(g, u, \zeta)$ – функції оцінок; α_{θ} – коефіцієнти відносної важливості; θ, r, m, r_* – індекси (натуральні числа, 1, 2, 3, ...) та їх максимальні значення відповідно; $W_{\theta r}(g, u, \zeta)$ – штрафні функції, які відображають погіршення якості.

Використання штрафних функцій спрямовано на удосконалення процедури стандартизації від стандартів на фізичні й хімічні параметри водного середовища (зокрема, гранично допустимих концентрацій забруднюючих речовин (ГДК)) до стандартів на функціональні залежності між параметрами, які і будуть складати основу критеріальних співвідношень для оцінювання якості водного середовища (об'єктів ШНПП) та природоохоронних ініціатив.

Для формалізованого опису перетворень екологічної інформації з допомогою співвідношень (1)–(6) використовуємо апарат логічних схем алгоритмів (АЛСА) [14]. В АЛСА подано оператори, які характеризують обмін інформаційними і службовими сигналами між функціональними блоками системи, а також перетворення відповідних сигналів.

Перетворення функцій невизначеності можуть бути представлені за допомогою узагальнюючих функцій і визначених для них операторних перетворень. Система узагальнюючих функцій складається з правил утворення формул, а також правил переходу від формальних систем чітких чисел, випадкових величин, нечітких чисел до системи узагальнюючих функцій і в протилежному напрямку. Для узагальнюючих функцій встановлюють також правила узагальнення математичних операцій, з допомогою яких наповнюються екологічною інформацією бази даних [14].

В процесі формування баз даних екологічної інформації для ОЯФВ СПЕЛ можлива реєстрація нечітких даних та нечітких знань. До нечітких даних можна віднести [15]:

- 1) нечітко задані параметри екологічної моделі;
- 2) нечіткі технологічні дані – пов'язані з похибками СПЕЛ;
- 3) відсутність значень ряду параметрів – причиною є обмеженість доступу до ряду контрольних точок в процесі вимірювання значень факторів (екологіч-

них параметрів) досліджуваного середовища (об'єктів ШНПП).

Нечіткі знання – це екологічна інформація, отримана персоналом СПЕЛ. Такого типу нечіткість викликана неточністю експертних оцінок, недостатньо конкретизованими поняттями та термінами, а також недосконаліми методиками проведення експериментів і алгоритмами обробки результатів вимірювань.

Сукупність кількісної та якісної інформації, характеристики взаємозв'язків та правил утворюють базу знань (БЗ) нечіткої експертної системи діагностування екологічного стану об'єкту (озер, ШНПП).

В процесі побудови бази знань використовуються такі принципи [15]:

- 1) Принцип лінгвістичності вхідних та вихідних змінних.
- 2) Принцип формування залежностей «вхід-вихід» у вигляді нечітких продукцій.
- 3) Принцип ієрархічності БЗ.

Для дослідження водно-дисперсних середовищ, якою є вода в озерах ШНПП, важливими є температура T та параметри світлорозсіювання [16]. Температура T визначає характер і швидкість термодинамічних процесів. Оптична інформація про стан світлового поля всередині світлорозсіювального водного середовища обробляється і виводиться у вигляді функцій яскравості $B_z=f(\theta)$; $B_{\theta}=f(z)$; $B_z=f(c)$, індикатрис розсіювання I_R тощо, де z – глибина шару середовища; θ – полярний кут обертання зонда в межах відносно свого початкового положення; $0 < \theta < \pi$ – концентрація досліджуваного середовища [16].

Подальша обробка вимірювальної інформації для B_z і B_{θ} здійснюється за допомогою нейронної мережі, яка розпізнає форму індикатрис розсіювання $I_R=f_R(\beta)$ (β – кут розсіювання від напрямку вперед [17]), порівнює її з відомими модельними індикатрисами для певних типів забруднень, що занесені до електронного атласу, та робить висновки про можливий характер забруднення води [16]. З характеристиками світлорозсіювання пов'язаний вплив біохімічного вживання кисню на якість поверхневої води та на процеси біохімічного окислення органічних речовин [18].

Метод нечіткого логічного висновку щодо процесу змін якості системи приладів

Введемо множину характеристик діагностичних ознак D_j , які відповідають ОЯФВ СПЕЛ, і представимо відповідні піввідношення:

$$D_j = D_j(A), \quad A = \{a_{\eta i}^k, v_{\eta i}^k\}, \quad v_{\eta i}^k = \frac{\partial a_{\eta i}^k}{\partial t}, \quad (7)$$

де $j = 1, 2, 3, \dots$ – число діагностичних ознак; $a_{\eta i}^k, v_{\eta i}^k$ – k -та характеристика якості функціональних властивостей СПЕЛ (зокрема, $a_{\eta i}^k$ – концентрація k -ї забруднюючої речовини) в i -й камері, що відповідає η -й послідовності контрольних карт кількісних ознак, та швидкість її зміни відповідно ($k = 1, 2, 3, k_*$; загальне число пар $a_{\eta i}^k, v_{\eta i}^k$ становить $2k_*$).

Оцінку числа екологічних характеристик k_* для водних середовищ проводять традиційно з урахуванням гранично допустимих характеристик (ГДК) [19]. Але є проблеми з такими оцінками. Наприклад, не

зрозуміло, чи в нормативних документах екологічного характеру вказано ГДК на комплексні сполуки забруднюючих речовин, чи на окремі іони [19]. Крім того, для водних середовищ існує приблизно 2700 показників, але тільки для 300 з них зареєстровано атестовані методи визначення ГДК [19].

Представимо послідовність перевірки екологічного стану за набором параметрів $a_{\eta_i}^k, v_{\eta_i}^k$ у вигляді множини:

$$M = \{M_1(a_{\eta_1}^k, v_{\eta_1}^k, t), M_2(a_{\eta_2}^k, v_{\eta_2}^k, t), \dots, M_s(a_{\eta_s}^k, v_{\eta_s}^k, t), \dots, M_{kr}(a_{\eta_{kr}}^k, v_{\eta_{kr}}^k, t)\}, \quad (8)$$

де $M_1, M_2, \dots, M_s, \dots, M_{kr}$ – послідовність станів екологічного середовища.

Для оцінки рівня наближення екологічного стану об'єкту (озера, ШНПП) до критичного стану ($M_s \Rightarrow M_{kr}$) слід залучати експертів і відповідальних працівників державних органів (міністерств). У випадку наявності у експерта декількох варіантів критеріїв для множини M необхідно встановити відношення порядку, яке визначатиметься рівнем діагностичних ознак, на основі яких робляться припущення про відповідність екологічного стану заданим нормам.

Для множини M побудуємо множину функцій наближення $N = \{\delta_1, \delta_2, \dots, \delta_s\}$, (критеріальних ознак) яка відображатиме ступені наближення комплексних параметрів якості об'єкту (водного середовища) до критичного стану (M_{kr}).

Ведемо параметр J_{zi} , який характеризує ступінь впевненості експертів в ОЯФВ СПЕЛ на основі діагностичних ознак D_j . Якщо експерт не зміг, або не зумів визначити ступінь впевненості в ОЯФВ СПЕЛ, значення J_{zi} приймають рівним нулю. Ступінь впевненості експерта у встановленні критеріальних співвідношень для заповідних територій задається самим експертом і відображає його суб'єктивну оцінку. При формуванні критеріально-діагностичних співвідношень необхідно розділювати екологічну інформацію на локальні оцінки якості кожного водного середовища зокрема і водного об'єкту в цілому. Для більшої достовірності результатів екологічної експертизи слід отримати інтегровану оцінку групи експертів з урахуванням ступеня їх компетентності.

Кожному експерту інші експерти встановлюють оцінку компетентності K_1 з інтервалу $z \in [0,1]$. Інтегровану оцінку компетентності всіх експертів K_e за комплексним методом визначають так:

$$K_e = \beta_1 K_1(z_j) + \beta_2 K_2; \quad \beta_1 + \beta_2 = 1, \quad (8)$$

де K_2 – самооцінка компетентності експертів; $0,9 \leq z_j \leq 1$ оцінка рівня компетентності для кращого експерта; для спеціалістів з нижчим рівнем кваліфікації приймаємо умову $0,6 \leq z_j < 0,9$; претенденти, рівень компетентності яких менше 0,6, в колектив експертів не включаються; $j = 1, 2, 3, \dots, j_m$; j_m – число експертів; β_1, β_2 – коефіцієнти вагомості.

Побудову нечіткого логічного висновку процесу ОЯФВ СПЕЛ представимо у вигляді алгоритму для елементів D_j множини діагностичних ознак:

1) Виділяємо обмежену множину діагностичних ознак D_* :

$$D_* = \bigcup_{j=1}^j D_j. \quad (9)$$

2) Проводиться ОЯФВ СПЕЛ з допомогою набору характеристик y_{jk} приладів:

$$D_j = D_j(y_{j1}, y_{j2}, \dots, y_{jk}, \dots, y_{jn}). \quad (10)$$

3) На основі множини D_* визначається множина припущень експертів про ОЯФВ СПЕЛ

$$P_* = P_{*1} = \bigcup_{s=1}^{s_s} P_s(D_j(y_{jk}), y_{jk}) \cdot (P_* \in [0;1]) \quad (11)$$

4) Множину припущень групи експертів подамо у вигляді:

$$P_z = \bigcup_{i=1}^{i_m} P_{*i}. \quad (12)$$

5) Прийняття рішень R_i про екологічний стан об'єкта (озера, чи ШНПП в цілому) визначається шляхом відбору припущень з функціями $P_{*i}(J_{zi})$, яким відповідають ступені впевненості експертів J_{zi} більші або рівні 0,8:

$$R_i = R_i(P_{*i}(J_{zi})) \quad (0,8 \leq J_{zi} \leq 1). \quad (13)$$

6) На основі співвідношення (13) формується множина можливих причин порушень ϑ_s екологічного стану об'єкта (і, відповідно, екологічної гармонії природного об'єкта (заповідної території))

$$W_{\vartheta} = \{\vartheta_s\}, \quad (14)$$

де $s = 1, 2, 3, \dots, s^*$; s^* – кількість можливих причин порушень нормативно-технічних положень екологічного характеру. Якість відповідних рішень про екологічний стан об'єкту залежить від функціональних властивостей СПЕЛ.

У результаті формулювання на основі співвідношень (1)–(14) нечіткого логічного висновку отримуємо множину W_{ϑ} можливих причин порушень екологічного стану об'єкту (озер, ШНПП, ...) та причин їх виникнення.

Для реалізації алгоритму прийняття рішень R_i про екологічний стан об'єкта використаємо оптимальну процедуру реалізації R_i на основі інтервальних моделей [20]. Основою створення таких моделей є адаптивна процедура, яка включає побудову початкового варіанту критерію оптимальності рішень з урахуванням обмежень на початкові умови і розв'язки. Така адаптивна процедура є основою нормування впливів показників, що порушують екологічну гармонію. Відповідне нормування є альтернативою неефективній системі контролю екологічного стану об'єкта, побудованій за нормативами ГДК [19,21].

Звужуючи коридор критеріальних функцій, зменшують розміри множини рівнозначних рішень, отриманих з допомогою вимірювальних приладів, і уточнюють методику проведення експериментів засобами екологічної лабораторії.

Висновки

Розглянуто загальні принципи моделювання функціональних властивостей приладів екологічної лабораторії на основі експертного методу.

Для формалізованого опису перетворень, впорядкування і оптимізації екологічної інформації з допомогою вартісної функції і функціоналу якості екоцистем запропоновано апарат логічних схем алгоритмів.

Розроблено концептуальну основу введення множини діагностичних ознак, відповідний алгоритм, а також метод нечіткого логічного висновку, які дозволяють оптимізувати інформацію для оцінки якості функціональних властивостей системи приладів екологічної лабораторії.

Для реалізації алгоритму оцінки якості функціональних властивостей системи приладів екологічної лабораторії пропонується використати оптимальну процедуру прийняття рішень та відповідне математичне забезпечення на основі інтервальних моделей.

Перспектива. Розробка й впровадження оптимізаційних підходів дозволить створювати раціональні підсистеми управління якістю для системи приладів екологічних лабораторій, оптимальні щодо забезпечення сучасними приладами й методиками вимірювань.

Література

1. Фомин В. Н. Квалиметрия. Управления качеством. Сертификация. – М.: ТАНДЕМ, ЭКМОС, 2000. – 320 с.
2. Сопрунюк П.М., Юзевич В.М., Луців Н.В. Математична модель забруднень озера неконсервативними речовинами // Відбір і обробка інформації. – 2008. – Вип. № 29 (105). – С. 5-10.
3. Зорі А.А., Коренев В.Д., Хламов М.Г. Методи, засоби, системи вимірювання і контролю параметрів водних середовищ. – Донецьк: РВА ДонДТУ, 2000. – 368 с.
4. ДСТУ 2844-94. Програмні засоби ЕОМ. Забезпечення якості. Терміни та визначення. – К.: Дежстандарт України, 1995. – 15 с.
5. http://www.iso.org/iso/management_standards.htm.
6. Новіков В. Основи управління якістю в лабораторіях // Стандартизація, сертифікація, якість. – 2004. – № 2. – С. 50–57.
7. Новіков В., Никитюк В. Тенденції розвитку вимог до компетентності лабораторій згідно ISO/IEC 17025:2005 // Стандартизація, сертифікація, якість. – 2006. – № 1. – С. 30–32.
8. Пугачев В. С. Теория вероятностей и математическая статистика. – М.: Наука, 1979. – 496 с.
9. Нечеткие множества в моделях управления и искусственного интеллекта / Под ред. Д. А. Поспелова – М.: Наука, 1986. – 312с.
10. Глонь О. В., Дубовой В. М. Моделирование систем управления в условиях неопределенности. – Винница: УНИВЕРСУМ-Винница, 2004. – 170 с.
11. Захожай В.Б., Чорний А.Ю. Статистичне забезпечення управління якістю. – К.: Центр навчальної літератури, 2005. – 340 с.
12. Голубева Т. О., Дубовой В. М. Використання методу оцінювання в задачах інваріантного управління // Вісник Вінницького політехнічного інституту. – 2007. – № 1. – С. 5-9.
13. Сопрунюк П.М., Юзевич В.М., Підгірняк Я.Є., Луців Н.В. Оцінка екологічного стану заповідних територій // Системи-2008: метрологія, стандартизація, сертифікація. Матеріали науково-технічної конференції, 30-31 жовтня 2008 р. – Львів: ДП НДІ «Система», 2008. – С. 211–215.
14. Цапенко М. П. Измерительные информационные системы: Структуры и алгоритмы, системотехническое проектирование. – М.: Энергоатомиздат, 1985. – 439 с.
15. Ротштейн А. П. Интеллектуальные нейронные идентификации: нечеткая логика, генетические алгоритмы, нейронные сети. – Винница: УНИВЕРСУМ-Винница, 1999. – 320 с.
16. Розробка системи контролю світлорозсіювальних характеристик водних середовищ / В.Г. Петрук, І.В. Васильківський, С.М. Кватернюк та ін. // Вісник Вінницького політехнічного інституту. – 2006. – № 5. – С. 22-29.
17. Борен К., Хафмен Д. Поглощение и рассеяние света малыми частицами: Пер. с англ. – Москва: Мир, 1986. – 660 с.
18. Зеленський К. Х., Семанишин О. М. Оцінка якості поверхневих вод // Восточно-европейский журнал передовых технологий. – № 2/3 (32). – Харків, 2008. – С. 13-16.
19. Міхалева М. С., Столярчук П.Г., Бойко Т. Г., Бубела Т. З. Шляхи вдосконалення нормування показників якості водних середовищ // Восточно-европейский журнал передовых технологий. – № 2/3 (32). – Харків, 2008. – С. 34-37.
20. Дивак М.П., Пукас А.В., Сапожник Г.В. Оптимальна адаптивна процедура прийняття рішень на основі інтервальних моделей // Відбір і обробка інформації. – 2006. – № 24 (100). – С. 23-28.
21. Погребенник В. Гідроекологічні дослідження Шацьких озер (методи, засоби, результати). – Львів: Вид-во «СПОЛОМ», 2008. – 144 с.