

УДК 581.526.3:581.96:502.51

**О.В. КЛЕПЕЦЬ**, к. б. н., доцент

Полтавський державний медичний університет,

вул. Шевченка, 23, Полтава, 36011, Україна

e-mail: o.klepets@pdmu.edu.ua

ORCID 0000-0001-6398-9459

## ЗМІНИ ФЛОРИСТИЧНИХ ПОКАЗНИКІВ МАКРОФІТІВ У ВОДНИХ ОБ'ЄКТАХ УРБОЛАНДШАФТУ (ОГЛЯД)

---

*За літературними та власними даними проаналізовано кількісні (видове багатство) та якісні (видовий склад, його екологічні, географічні особливості тощо) перебудови флори макрофітів водних об'єктів урболандшафту під впливом комплексу антропогенних факторів. З'ясовано, що водна флора реагує на антропогенний пресинг випадінням найбільш чутливих видів та зміцненням позицій екологічно пластичних таксонів, а також появою гібридогенних і адвентивних елементів.*

**Ключові слова:** макрофіти, видове багатство, видовий склад, антропогенний вплив, урболандшафт.

Об'єктивною рисою сучасності є процес урбанізації, що супроводжується зростанням кількості міст та розширенням урбанізованих територій. В результаті цього виникає особливий тип антропогенного ландшафту — урболандшафт, що характеризується високим ступенем трансформації природно-територіальних комплексів через значне поширення штучних покриттів (асфальт, бетон, камінь), розміщення і функціонування житлової забудови, промислових підприємств, транспортних магістралей тощо [46]. В екологічному розумінні урбанізація, урбанізовані території та урболандшафт все частіше ототожнюються як один із визначальних чинників сучасного довкілля, що об'єднує складні і потужні форми антропогенного впливу та обумовлює глибокі деформації природного середовища [45, 48, 67, 70, 71, 84, 90].

Вразливим компонентами урболандшафту є різнотипні водні об'єкти — водойми і водотоки, які внаслідок комплексного антропогенного впливу зазнають погіршення екологічного стану та часто стають непридатними для безпечного використання міськими жителями [3, 67, 70, 86, 92].

---

Ц и т у в а н н я: Клепець О.В. Зміни флористичних показників макрофітів у водних об'єктах урболандшафту (огляд). *Гідробіол. журн.* 2024. Т. 60. № 3. С. 3—18.

ISSN 0375-8990. Гідробіологічний журнал. 2024. 60(3)

3

Порушення екологічної рівноваги водних екосистем засвідчують реакції автотрофного їх компонента, зокрема — угруповань макрофітів, що є чутливими індикаторами стану середовища та відбивають не випадкові, а стійкі його зміни [14, 47, 76, 91].

Попри те, що на сьогодні накопичено досить багато даних гідробіотичних досліджень водойм і водотоків, питання зміни угруповань макрофітів в умовах урболандшафту поки що досліджені фрагментарно, а наявні спроби узагальнення такої інформації є поодинокими та невичерпними [69, 86, 93]. Очевидно, це пов'язане із недостатньо розробленою методологією оцінки впливу урбанізації на біоту взагалі та дану групу гідробіонтів зокрема, про що також свідчить відсутність відповідного розділу у відомих нам спеціальних зведеннях з екології водних рослин [42, 59, 74, 82].

Узагальнення екологічних досліджень різних груп живих організмів на урбанізованих територіях дозволило виділити два принципові підходи для визначення особливостей впливу урбанізації на біотичні компоненти — просторовий та часовий [71]. У першому випадку вплив урбанізації опосередковано виводиться шляхом порівняння певних структурних показників уздовж градієнту урбанізації (наприклад, міські території на противагу сільським, міські околиці порівняно із середмістям, зелені зони міст у порівнянні із житловими кварталами тощо), що передбачає подальше співставлення отриманих даних із характеристиками місць існування [44, 79, 80, 83, 93, 94]. Методологічною складністю такого підходу є комплексний характер урбанізації, заснованої на численних складових, та співвідносність отримуваних результатів. Інший підхід фокусується на часових аспектах за принципом «до і після» здійснення впливу, коли біотичні показники піддаються ретельному обліку на одних і тих самих ділянках, а ступінь порушення місць існування вивчається безпосередньо у часі [21, 40, 60, 64, 65, 81, 87, 89]. Однак це вимагає актуалізації історичних даних, які часто є недоступними або взагалі відсутні.

Зважаючи на пріоритетність біоти у сучасних процедурах оцінки якості поверхневих вод [20, 57, 75, 78, 91] та поступове зростання ролі фітоіндикаційних і фітомоніторингових досліджень водних об'єктів на урботериторіях [7, 23, 50, 52, 62], вивчення структурних особливостей угруповань макрофітів у міських водоймах і водотоках може слугувати для з'ясування відгуку водних екосистем на комплексний вплив урбанізації, визначення ступеня їх антропогенної трансформації та розробки заходів попередження негативних змін.

Метою даної роботи був аналіз зміни деяких флористичних показників макрофітів в умовах урболандшафту за літературними даними та результатами власних досліджень.

### **Результати досліджень та їх обговорення**

*Зміна видового багатства макрофітів.* Одним із найкраще досліджених показників макрофітів в урбанізованих гідроекотопах є їх видове багатство. Численні дані засвідчують, що водойми і водотоки урбанізова-

них територій здатні виступати осередками існування досить різноманітної флори та рослинності макрофітів [1—3, 5, 7, 12, 13, 15, 18, 24—26, 30, 32, 34, 37, 38, 44, 51, 55, 58, 63, 79]. Однак рослинний покрив водних об'єктів, які розміщені у межах багатоповерхової забудови, у зоні промислових підприємств, поблизу сільськогосподарських угідь, може бути сильно змінений або й цілком знищений внаслідок надмірного антропогенного навантаження [9, 85].

Вважається, що урбанізоване середовище справляє в цілому негативний вплив на природні екосистеми, обумовлюючи зменшення біорізноманіття, зниження стійкості екосистем та погіршення якості середовища [29, 70]. Місцевий набір видів, який залежить від регіонального багатства флори [72], у високоурбанізованих ландшафтах може зазнавати скорочення — через стресову дію фізичних і хімічних чинників середовища, а також звуження і фрагментацію ареалів [32, 84]. Так, оцінка впливу урбанізації на рослинність макрофітів лотичних екосистем штату Пернамбуко (Бразилія) показала, що низькоурбанізовані ділянки р. Капібарібе відрізняються вищим видовим багатством у порівнянні з високоурбанізованими [94].

Флористичні обстеження багатьох урбанізованих водотоків, що зазнали зарегулювання русел, одамбування берегів, скидання стічних вод, сільськогосподарського освоєння берегів та надходження забрудненого поверхневого стоку із міської території, показали, що видовий склад макрофітів у них досить бідний та одноманітний аж до повного зникнення водних рослин на найбільш забруднених ділянках [10, 11, 33, 41, 43, 50], а про ступінь пригнічення макрофітів у подібних умовах свідчать зниження частоти трапляння, рясності, життєвості видів рослин [44, 49]. У річках, що перетинають урбанізовані території і зазнають впливу їх комунально-побутових стоків, на ділянках нижче міст вища водна флора демонструє зниження видового багатства за рахунок випадіння чутливих до забруднення видів [6, 19]. Безпосередніми причинами скорочення видового багатства макрофітів у міських водотоках також можуть бути зміни донних відкладів, зростання біогенного навантаження та каламутності води [90].

Видове багатство макрофітів у малих річках також виявляє залежність від ступеня трансформації гідрологічного режиму. Найбагатший склад флори виявлено у річках, що зберегли режим, близький до природного [1]. У зарегульованих водотоках, у т.ч. й перетворених на систему ставків, збіднення видового складу відбувається за рахунок видів реофільного комплексу. Повна деградація водної флори і рослинності констатована у водотоках, що протікають кварталами із щільною житловою забудовою та мають каналізоване і забетоноване русло [10, 21].

Серед міських гідроекосистем із уповільненим водообміном найповнішим видовим складом відрізняються водойми озерного типу, із яких найбагатшу флору мають водойми лісопарків. Заплавні водойми через процеси евтрофування втрачають частину природного різноманіття у першу чергу за рахунок видів із плаваючими листками. Заплавні озера,

що втратили гідрологічний зв'язок із основним руслом, піддаються заболочуванню та дистрофуванню [21]. Так, проведення типізації водойм м. Києва за вмістом біогенних сполук та виділення відповідних флористичних комплексів дозволило встановити, що найбільшим видовим багатством характеризуються водойми із мінімальними значеннями вмісту біогенних речовин, розміщені на територіях, що примикають до міської забудови, як правило, у межах об'єктів природно-заповідного фонду місцевого значення. Водні об'єкти із підвищеним вмістом біогенних речовин характеризуються спрощеним флористичним складом макрофітів, у першу чергу, за рахунок випадіння чутливих до забруднення видів: наприклад, підвищення вмісту неорганічного азоту у воді більше 1,0 мг/л обумовлює збіднення видового складу на 10—12 %, а мінерального фосфору вище 1,0 мг PO<sub>4</sub>/л — на 15—17 % [52].

Стримуючим фактором для розвитку макрофітів у малих паркових водоймах може бути утримання на них декоративних водоплавних птахів [8].

Разом із тим, у межах урбанізованого ландшафту може спостерігатися зростання флористичного різноманіття, обумовлене так званим «урбаноекотонним ефектом», що виникає у результаті антропогенного приривнесення до первинного видового багатства нових елементів [27].

Однією з причин згаданого ефекту є сприятливість міських умов для появи і поширення алохтонних видів. Наприклад, видове багатство макрофітів у струмках Сіднею (Австралія) було вищим у міських умовах, аніж у позаміських, але кількість аборигенних видів при цьому не відрізнялася [80], тобто збагачення флори відбувалося за рахунок чужорідних видів.

Розвиток міст, з одного боку, уніфікує фізичне середовище існування біоти [7], а з іншого боку, — створює нові місця існування, придатні до заселення чужорідними видами, які можуть витіснити аборигенних [84]. Зокрема, у деяких міських водотоках інтродукція чужорідних видів визнана причиною помітного збіднення флори макрофітів [68, 90]. В інших випадках зниження участі природних видів та одночасне зростання кількості екзотичних макрофітів у флорі ветландів урбанізованих територій було зумовлене антропогенними змінами гідроперіоду (періодичності коливання рівня води) та підвищення рівня рН і нітратів у складі поверхневого стоку із житлової забудови та сільськогосподарських угідь [85].

Зростання кількості адвентивних видів в урбанізованих умовах пов'язане з інтенсивним транзитом транспорту й товарів, високим скупченням пропагул, наявністю численних антропогенно обумовлених вільних ніш та є наслідком порушення природних угруповань [53, 92]. Проникнення чужорідних елементів ускладнюється у більш різноманітних угрупованнях, утворених із багатьох тісно взаємодіючих між собою видів [73]. Так, при дослідженні фіторізноманіття водних систем Неймегену та Арнему (Нідерланди) серед п'яти чужорідних видів макрофітів, виявлених у водних об'єктах міських територій, а також взятих для порівняння штучних водних об'єктах сільської місцевості та напівприродних водних

об'єктах приміських околиць, чотири види були приурочені виключно до урбанізованих водних систем, тоді як лише один вид — до штучних водних систем сільської місцевості. При цьому загальна кількість видів макрофітів у напівприродних водних системах перевищила цей показник як у штучних водних об'єктах сільської місцевості, так і водних об'єктах урбанізованих територій [93].

Серед інших причин урбаноекотонного ефекту у водних макрофітів можна відзначити незначне підвищення рівня трофності вод, урізноманітнення спектру екоотопів і т.п., що спостерігається за помірного антропогенного навантаження в умовах урбанізації невисокого рівня. Так, показники трапляння, рясності та активності макрофітів малої річки можуть зростати на території міста у порівнянні із передмістям як реакція на посилення евтрофування місцевих водних рослин [44]. Нашими дослідженнями водної флори р. Ворскла в районі м. Полтави також було встановлено, що за помірного впливу урбанізованого середовища на річкову екосистему (верхньоміська ділянка у рекреаційній зоні) відбувається збільшення видового багатства, рясності видів та ускладнення екологічної структури макрофітів (порівняно із малопорушеною ділянкою вище міста). При подальшому посиленні впливу урболандшафту спостерігалось спрощення флористичних показників макрофітів (зокрема, й збіднення їх видового багатства), котрі в умовах максимальної трансформації екосистеми (нижньоміська ділянка — спрямлена, поглиблена та нижче скиду міських стоків) наближаються до критичних значень [79].

Отже, важливими чинниками формування видового багатства макрофітів у гідроекосистемах урбанізованих територій слід вважати набір природних видів регіону, а також характер та інтенсивність проявів антропогенного впливу, що може поширюватися як на всі поверхневі води урболандшафту, так і бути специфічним для водних об'єктів конкретного типу.

*Зміна видового складу макрофітів.* Як показує узагальнення літературних даних, в антропогенно трансформованих урбогідроекосистемах поряд із процесами збіднення флори макрофітів можуть спостерігатися протилежні процеси: змінені умови урболандшафту (створення штучних водойм, перебудова природних водних об'єктів, стабілізація водного режиму, потепління клімату, підвищення трофності та мінералізації вод, порушення природних угруповань тощо) можуть виявитися сприятливими для появи на даній території деяких нових видів [2, 5, 9, 16, 21, 24, 28, 29, 37, 55, 61, 81, 89]. Результатом взаємодії подібних процесів є зміна видового складу макрофітів. Так, у водній флорі макрофітів на території м. Києва за 100 років спостережень зникло п'ять видів (<sup>1</sup>*Utricularia intermedia* Hayne, *Potamogeton acutifolius* Link, *Zannichellia palustris* L., *Scirpus tabernaemontani* C.C. Gmel., *Sparganium minimum* (Hartm.) Wallr.), але водночас зареєстровано п'ять нових видів (*Potamogeton berchtoldii* Fieber,

<sup>1</sup>Номенклатуру макрофітів наведено за Міжнародним індексом назв рослин (IPNI) [77].

*P. obtusifolius* Mert. & W.D.J.Koch., *P. trichoides* Cham. & Schltldl., *Typha laxmannii* Lepech., *T. zerovii* Klokov f. & Krasnova) [21].

Однією із найбільш виразних рис водної флори в умовах урболандшафту є зростання представленості видів-індикаторів процесів евтрофування води [37, 39, 64, 65, 87, 89, 93]. Зокрема, в одному з озер Фінляндії, що піддавалося інтенсивній урбанізації протягом ХХ століття, кількість видів за період спостережень із 1933 р. залишалася сталою, але у видовому складі спостерігалася зміна домінантів зануреної рослинності у напрямку видів, толерантних до підвищення рівня трофності води [89]. Залучення історичних та сучасних даних для оцінки впливу урбанізації на водні рослини р. Кем у районі Кембріджа (Велика Британія) показало, що із 62 видів природної флори, зареєстрованих станом на 1660 р., 40 видів (65 %) збереглися до сучасного періоду, тоді як скорочення видового багатства відбулося насамперед за рахунок видів, пристосованих до нижчого рівня трофності місцезростань [87]. Подібні тенденції виявлені і в просторовому аспекті (при порівняльних дослідженнях міських та позаміських водних систем) [93].

Про надмірне евтрофування вод міських ставків свідчить домінування в екологічному спектрі флори групи повітряно-водних рослин, а у групі занурених рослин — тих із прикріплених видів, що відзначаються широкою амплітудою місцезростань та виступають індикаторами посилення антропогенних процесів [12, 13]. Так, нами при дослідженні водних об'єктів м. Полтави у складі флори справжніх водних рослин (гідрофітів) констатоване переважання індикаторів евтрофних малопроточних вод, схильних до заболочування [38]. Крім того, при обстеженні руслового ставка Плазов, найбільшого у комплексі Дойлідських водойм (м. Білосток, Польща), із виявлених загалом на шести трансектах 34 видів макрофітів найвищу постійність (присутність на усіх станціях) показали лише три антропотолерантні види — *Myriophyllum spicatum* L., *Ceratophyllum demersum* L. та *Phragmites australis* (Cav.) Steud. [78].

Помітним напрямком зміни флори на урбанізованих територіях України є скорочення представленості бореальних видів (*Potamogeton compressus* L., *P. obtusifolius*, *Hottonia palustris* L. та ін.), обумовлене комплексними причинами, насамперед, змінами гідрологічного та гідрохімічного режимів екотопів та безпосередньо процесами забруднення водойм [12].

Як відомо, види більш північного походження природно пристосовані до нижчого рівня трофності вод (зокрема, мезотрофних умов), але на урботериторіях під дією різних антропогенних чинників (трансформація водозборів, скидання неочищених стоків, рекреація тощо) посилюються процеси евтрофування, що обумовлює зниження якості поверхневих вод та поширення стійких до евтрофування видів, характерних для південніших регіонів [47]. На користь цього свідчить той факт, що серед гідрофітокомплексів на території м. Києва водоймам із найменшим антропогенним впливом відповідає переважання гідрофільних видів, властивих лісовій зоні, тоді як водоймам із помітним антропогенним пресом — гідрофільних видів лісостепової зони, а антропогенно порушеним водо-

ймам — збіднений склад гідрофлори [3]. Окремим проявом згаданої тенденції може розглядатися різке скорочення участі у флорі деяких вузько-листяних рдесників [5, 15, 22] (*Potamogeton acutifolius*, *P. friesii* Rupr., *P. obtusifolius*, *P. pusillus* L. тощо), багато з яких мають бореальне походження і виступають індикаторами високої якості води [24, 47].

Крім того, більш детальний аналіз отриманих нами даних показує, що для видів бореального походження в екологічному розрізі водної флори скорочується багатство як гідрофітів, безпосередньо залежних від якості води, а також перепадів гідрорежиму, що зазнав стабілізації в умовах міста, але й прибережно-водних рослин, що приурочені до заболочених екоотопів, які на урбанізованих територіях тотально осушувалися. Так, на території м. Полтави нами при порівнянні сучасного складу макрофітів із ретроспективними даними майже 90-річної давнини було виявлено, що види бореального походження складають 5 із 7 зниклих зі списку гідрофітів, 2 із 3 — гелофітів та 11 із 17 — гірогелофітів, тобто загалом 67 % зниклої водної флори [40]. Отже, бореальні види є чутливими не тільки до змін якості води, але й до особливостей гідрологічного режиму, який на урбанізованих територіях зазнав суттєвих трансформацій через зарегулювання водотоків та осушувальні меліорації.

Натомість спостерігається стійка тенденція до розширення місцезростань видів із південними ареалами, що може бути пов'язане зі збільшенням кількості мілководних водойм, які добре прогріваються і в яких упродовж літа моделюються умови водойм аридних областей [61]. Поширення на урбанізованих територіях видів із південним типом ареалу, зокрема й елементів понто-каспійського комплексу (*Typha laxmannii*, *T. zero-vii*), може бути також результатом зарегулювання великих річок та створення каскаду водосховищ із обширними плавнево-болотними масивами [3, 58]. Взагалі, просування теплолюбних видів флори в екотопи міських водойм розглядається як індикатор глобального антропогенного потепління [61]. Відповідно до цього, трансформацію флори у напрямку зростання частки південних видів та зниження участі північних можна безпосередньо пояснювати наслідками кліматичних змін.

У розрізі екологічних груп виразною є тенденція до зміни видового складу у напрямку збільшення кількості представників вільноплаваючих гідатофітів (*Lemna trisulca* L., *Ceratophyllum demersum*, *Utricularia vulgaris* L. та ін.) і вільноплаваючих плейстофітів (*Hydrocharis morsus-ranae* L., *Lemna minor* L. тощо) та одночасно зменшення кількості прикріплених гідатофітів і прикріплених плейстофітів [64]. Зокрема, внаслідок проведення осушувальних меліорацій на урбанізованих територіях у долинах річок зникають природні заплавні озера, що обумовлює значне скорочення представленості видів заплавного комплексу, насамперед, прикріплених рослин із плаваючими на поверхні води листками — *Nuphar lutea* (L.) Sm., *Nymphaea alba* L., *N. candida* J.Presl & C.Presl. [3, 5, 58]. Зникнення зі складу флори деяких міських ставків таких алювіальнозалежних видів, як *Scirpus lacustris* L. та *Sagittaria sagittifolia* L., може свідчити про зниження проточності та поступове замулення цих водойм [22].

Більшість окреслених вище тенденцій сигналізує про загальне збіднення водної флори урботериторій на види справжніх водних рослин (гідрофітів, або видів так званого «водного ядра») [22, 26, 34, 40, 43, 49]. Відповідно, гідрофіти як найбільш пов'язані з умовами водного середовища мають вищу вразливість в умовах урболандшафту, через що обмежується їх здатність до відновлення біологічної повноцінності води. Найбільш збідненими на види «водного ядра» мезоекотопами урболандшафту, як правило, виступають малі річки, вологі та заболочені місцезростання, штучні водойми [34]. Зокрема, незначна представленість гідрофітів у флорі малих урбанізованих водотоків може бути наслідком впливу таких специфічних умов, як наявність течії, незначна глибина, затінення прибережною деревно-чагарниковою рослинністю нарівні із типово міськими чинниками впливу (забрудненням, евтрофуванням, рекреацією тощо). Це дає підстави розглядати гідрофіти у спектрі екотипів водних макрофітів як найбільш чутливий до впливу несприятливих умов середовища, що індикує стан напруженості річкової екосистеми [43].

Таким чином, вплив урбанізованого середовища проявляється у посиленні позицій екологічно пластичних видів, що виявляють високу толерантність до антропогенного впливу і виступають індикаторами процесів евтрофування та заболочування вод. Найчастіше такі фонові види є основними ценозоутворювачами та визначають фізіономічну специфіку більшості міських водойм [25].

Характерними елементами водної флори на урбанізованих територіях є гібридогенні таксони, що, як правило, характеризуються підвищеною життєвістю і адаптивністю та успішно закріплюються у місцях, де ценотичні зв'язки значно ослаблені через посилений антропогенний пресинг, також нерідко формуючи моно- або олігодомінантні угруповання [29, 34, 43]. Процес гібридогенезу відбувається під впливом як природних (коливання клімату та пов'язана з цим нестабільність гідрорежиму місць існування макрофітів), так і різних антропогенних (регулярні або періодичні порушення місць існування водних і прибережно-водних рослин господарською діяльністю) чинників [29, 35]. Масове формування гібридів найчастіше відбувається у критичних умовах, коли один із видів, більш пристосований до екстремального середовища, вступає у конкурентну взаємодію із менш пристосованим видом [66]. Оскільки вплив людини в урболандшафті часто стає критичним для багатьох видів, очевидно, гібридні таксони можуть індикувати процеси трансформації водних екосистем на міських територіях [35].

Як уже зазначалося вище, типовим явищем у водних об'єктах урбанізованих територій є адвентизація водної та прибережно-водної флори [2, 4, 17, 18, 29, 33, 34, 43, 51, 53, 56, 60, 61, 93, 95]. Високий ступінь антропогенної трансформації природного середовища, створення штучних гідроекотопів в урболандшафті визначають проникнення до складу його аквальних угруповань адвентивних видів макрофітів. Через високу адаптивність, здатність до швидкої натуралізації та витіснення видів природної флори адвентивні рослини становлять загрозу для біорізноманіття,

цілісності і стабільності водних екосистем та вважаються забруднювачами довкілля, а підвищення чисельності їх популяцій та продуктивності заростей в урбанізованих водоймах і водотоках є передумовою подальшої експансії цих видів в аборигенні екосистеми [2, 33, 54, 88, 92].

На сьогодні у водних об'єктах урбанізованих територій намітилася тенденція не лише до зростання представленості у флорі адвентивних видів і кількості їх відомих локалітетів та збільшення площ вторинних ареалів цих видів, але й до розширення їх географії (зокрема, за рахунок видів південного походження — через специфічний міський мікроклімат та порівняно теплі зими, а також скидання теплих стоків) і шляхів проникнення у природні гідрофітоценози (цілеспрямоване або випадкове занесення видів, зокрема, із акваріумної культури та через технічні заходи із очищення водних шляхів або поліпшення якості води тощо) [32, 33, 53, 54, 60, 61]. Так, у водних об'єктах на території м. Києва упродовж останнього періоду зареєстровано вісім видів рослин-кенофітів (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, *Elodea canadensis* Michx., *E. nuttallii* H.St John., *Egeria densa* Planch., *Pistia stratiotes* L., *Azolla caroliniana* Willd., *Lemna turionifera* Landolt, *Phragmites altissimus* Mabile) [53, 54], для водних систем м. Харкова відомо про три таких види (*E. crassipes*, *P. stratiotes*, *Ph. altissimus*) [56, 95], а м. Полтави — про два (*E. canadensis* та *Ph. altissimus*) [36, 39]. Особливого поширення адвентивні рослини набувають у штучних водоймах, де їх активному розростанню сприяють наявність мілководь, інтенсивна освітленість та температура води, а також, як наслідок рекреаційного впливу, — абразія берегів, порушення екотопів прибережно-водної рослинності, високий мінеральний і трофічний рівень води [60].

Отже, присутність та кількісна участь у флорі водних об'єктів урбандшафту первинно невластивих їм елементів може розглядатися як непрямої показник впливу урбанізації.

Через значну гетерогенність умов у міських водних об'єктах, останні є флористично неоднорідними, тобто мають невисоку подібність видового складу макрофітів [34]. Тому особливістю флори водних об'єктів урбанізованих територій (у першу чергу, ставків) є висока частка рідкісних видів, що характеризуються низькою частотою трапляння та представляють найбільш вразливий компонент флори [25, 26]. Багато видів зустрічаються на території міста рідше через тяжіння їх до специфічних місцезростань, розміщених далі від міської забудови. Найбільш подібними за видовим складом (за рахунок видів широкої екології) є ставки, меліоративні канали та ефемерні водойми, що може бути пов'язане із їх невеликим розмірами та помітними коливаннями рівня води, штучним походженням або недовгим часом існування. Найбільш специфічні флори характерні для стариць та річок [34]. Очевидно, що набір рідкісних видів залежить не тільки від рівня антропогенного навантаження на водну екосистему, але насамперед від типу і походження водних об'єктів, часу їх існування, локальних екологічних умов, регіональної специфіки флори тощо.

## Висновки

Таким чином, зміни у флорі макрофітів водних об'єктів урболандшафту зумовлені дією комплексу чинників антропогенного впливу, різних за характером та масштабом: глобальних (зміни клімату, інтенсифікація транспортних сполучень), регіональних (трансформація водозборів та гідрографічної мережі, дифузне забруднення поверхневих вод, евтрофування), локальних (точкові забруднення, зміна гідрологічного режиму водних об'єктів, порушення природних біоценотичних зв'язків, трансформація навколководного простору) тощо.

Типовим напрямком змін у флорі макрофітів водних об'єктів міських територій є скорочення її видового багатства як у просторі (при порівнянні із гідрофільною флорою регіону), так і в часі (порівняно з історичними даними). Однак поряд із процесами збіднення флори макрофітів в гідроекосистемах урбанізованих територій можуть відбуватися протилежні процеси її збагачення (видами природної флори за помірного антропогенного навантаження або ж видами чужорідної флори в умовах високої трансформації ландшафту).

Основними тенденціями зміни видового складу макрофітів у водних об'єктах урболандшафту є: зростання представленості обмеженого набору видів-індикаторів антропогенних процесів (евтрофування, заболочування вод) на тлі збільшення частки видів із низькою частотою трапляння, скорочення багатства видів заплавного комплексу та бореальних флористичних елементів, зниження участі у складі флори справжніх водних рослин (гідрофітів), переважання серед останніх екогруп вільно плаваючих у товщі та на поверхні води, підвищення активності гібридогенних і адвентивних таксонів.

Спільні тенденції перебудови флористичної структури макрофітів в урбанізованих водних об'єктах різних регіонів планети свідчить про подібність антропогенного впливу на міські гідроекотопи та універсальні механізми адаптації водних флор до умов урболандшафту.

### Список використаної літератури

1. Афанасьев С.А., Карпова Г.А., Панькова Н.Г., Куриленко О.Г. Макрофиты и донная фауна водоемов устьевой области р. Виты. *Гидробиол. журн.* 2001. Т. 37, № 2. С. 26—35.
2. Багацька Т.С., Оляницька Л.Г. Водно-прибережна флора київських водойм. *Екологічний стан київських водойм*. Київ : Фітосоціоцентр, 2010. С. 5—24.
3. Балашов Л.С., Зуб Л.Н., Савицкий А.Л. Типы водоемов Киева по флористическому составу высшей водной растительности. *Биология внутр. вод.* 2000. № 1. С. 5—11.
4. Бармин А.Н., Кузьмина Е.В. *Pistia stratioides* (Araceae) в водоемах г. Астрахани. *Водная растительность внутренних водоемов и качество их вод* : материалы III Всерос. конф. (Петрозаводск, сентябрь 1992 г.). Петрозаводск, 1993. С. 25—26.
5. Буданова М.Г., Зарипов Р.Г. Гидрофильный элемент флоры города Омска. *Биология внутренних вод: проблемы экологии и биоразнообразия* : тез. докл. XII Междунар. конф. молодых ученых (п. Борок, 23—26 сент. 2002 г.). Борок, 2002. С. 3.

6. Гриб И.В., Гроховская Ю.Р. Индикация санитарно-экологического состояния притоков р. Припяти по ценозам высших водных растений. *Гидробиол. журн.* 2001. Т. 37, № 2. С. 44—57.
7. Данилик Р.М. Еколого-біологічна характеристика рослинності водних екосистем зеленої зони міста Львова (трансформація, фітоіндикація, відновлення) : автореф. дис. ... канд. біол. наук : 03.00.16 — екологія. Дніпропетровськ, 2004. 20 с.
8. Данилик Р.М., Думич О.Я. Екологічний стан малих паркових водойм Львова. *Міські сади і парки: минуле, сучасне і майбутнє. Наук. вісн. УкрДЛТУ.* 2001. Вип. 11.5. С. 282—285.
9. Данилик Р.М., Колодко М.М. Гідрофільний рослинний покрив в екологічній оптимізації водних екосистем комплексної зеленої зони м. Львова. *Заповідна справа і охорона природи. Наук. вісн. УкрДЛТУ.* 2004. Вип. 14.8. С. 207—213.
10. Данилик Р.М., Кучерявий В.П., Скробала В.М. Застосування макрофітів у біоіндикації екологічного стану водних екосистем. *Проблеми сучасної екології. Сучасна екологія і екологічна патологія людини* : матеріали укр.-пол. семінару (Львів, 8—10 жовт. 1997 р.). Львів, 1997. С. 151—154.
11. Догадіна Т.В., Веретенникова В.Ф., Мещерякова Р.І. Гідрофлора річок м. Харкова. *Укр. ботан. журн.* 1979. Т. 36, № 3. С. 201—208.
12. Дубина Д.В., Царенко П.М., Якубенко Б.Є. Фіторізноманіття водойм Дідорівського урочища (Голосіївський р-н м. Києва). *Наук. вісн. Нац. аграрного ун-ту.* 2002. Вип. 53. С. 257—264.
13. Дубина Д.В., Царенко П.М., Якубенко Б.Є. Фіторізноманіття водойм урочища «Китаєво» (Голосіївський р-н м. Києва). *Там само.* 2005. Вип. 86. С. 24—30.
14. Дьяченко Т.М. Макрофіти / *Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод* / За ред. акад. В.Д. Романенка. Київ, 2006. С. 38—52.
15. Ершов И.Ю. Гидрофильный компонент урбанофлоры г. Ярославля. *Гидрофильный компонент в сравнительной флористике фитобиоты России* / Науч. ред. А.И. Кузьмичев. Рыбинск : Рыбинский «Дом печати», 2006. С. 150—156.
16. Жакова Л.В. Харовые водоросли (Charophyta) Невской Губы (Ленинградская область). *Биология внутренних вод: проблемы экологии и биоразнообразия* : тез. докл. XII Междунар. конф. молодых ученых (п. Борок, 23—26 сент. 2002 г.). Борок, 2002. С. 5—6.
17. Жакова Л.В. Макрофиты Невской губы и изменения, происходящие в составе и структуре водных и прибрежных сообществ в прошлом и настоящем. *Гидробиотаника 2010* : материалы I (VII) Междунар. конф. по водным макрофитам (п. Борок, 9—13 окт. 2010 г.). Ярославль : Принт Хаус, 2010. С. 107—110.
18. Зарипова Н.Р. Структура биоразнообразия флоры ряда водоемов г. Казани. *Гидробиотаника 2015* : материалы VIII Всерос. конф. с междунар. участием по водным макрофитам (п. Борок, 16—20 окт. 2015 г.) / науч. ред. А.Г. Лапинов, Д.А. Филиппов, Э.В. Гарин. Ярославль : Филигрань, 2015. С. 111—114.
19. Зейферт Д.В., Рудаков К.М., Петров С.С. Влияние промышленно-коммунальных стоков на состав высших водных растений в среднем течении реки Белой (Башкирская АССР). *Экология.* 1991. № 1. С. 26—33.
20. Зуб Л.М. Методи біоіндикації як основа компенсаторних заходів упорядкування водоохоронних зон міських водойм. *Упорядкування водоохоронних зон міських водойм на основі екологічної оцінки якості вод* / Під заг. ред. І.В. Панасюка. Київ, 2016. С. 23—25.
21. Зуб Л.Н., Карпова Г.А., Савицкий А.Л. Антропогенные изменения водной флоры г. Киева за последние 100 лет. *Гидробиотаника 2000* : тез. докл. V Всерос. конф. по водным растениям (п. Борок, 10—13 окт. 2000 г.). Борок, 2000. С. 143—144.
22. Зуб Л.Н., Карпова Г.А. Трансформация флоры макрофитов водоемов лесопарков г. Киева. *Роль ботанических садов и дендропарков в сохранении та збагаченні біологічного різноманіття урбанізованих територій* : матеріали міжнар. наук. конф. (Київ, 28—31 трав. 2013 р.) / Гол. ред. В.Г. Радченко. Київ : Віпол, 2013. С. 73—75.

23. Зуб Л.М., Прокопук М.С. Якість вод Оболонських водойм за складом угруповань макрофітів. *Упорядкування водоохоронних зон міських водойм на основі екологічної оцінки якості вод* / Під заг. ред. І.В. Панасюка. Київ, 2016. С. 36—42.
24. Зуб Л.М., Прокопук М.С., Погорелова Ю.В. Різноманіття флори вищих водних рослин національного природного парку «Голосіївський». *Прагматичні аспекти діяльності національних природних парків у контексті збалансованого розвитку* : матеріали міжнар. наук.-практ. конф., присвяч. 20-річчю Нац. природ. парку «Вижницький» (17—19 вер. 2015 р., смт Берегомет, Чернівецька обл., Україна) / наук. ред. І.В. Скільський. Чернівці : Друк Арт, 2015. С. 306—309.
25. Иванова И.Ю., Клоченко П.Д., Харченко Г.В. Флора і рослинність водойм м. Києва. *Наукові записки Терн. нац. пед. ун-ту імені В. Гнатюка. Серія: Біологія*. 2007. № 1 (31). С. 38—47.
26. Иванова И.Ю., Харченко Г.В., Клоченко П.Д. Высшая водная растительность водоемов г. Киева. *Гидробиол. журн.* 2007. Т. 43, № 1. С. 38—58.
27. Ильминских Н.Г. Экотонный эффект и феномен урбаногенной флористической аномалии. *Изучение биологического разнообразия методами сравнительной флористики* : материалы IV рабочего совещ. по сравнительной флористике. Санкт-Петербург, 1998. С. 233—243.
28. Капитонова О.А. Закономерности формирования и развития флоры водных макрофитов в урбанизированном ландшафте. *Антропогенная динамика природной среды* : материалы междунар. науч.-практ. конф. Т. 1. Пермь: Издатель Богатырев П.Г., 2006. С. 260—265.
29. Капитонова О.А. О факторах флорогенеза на аквальных местообитаниях в условиях урбаноосреды. *Гидрботаника 2005* : материалы VI Всерос. школы-конф. по водным макрофитам (п. Борок, 11—16 окт. 2005 г.). Рыбинск: ОАО «Рыбинский Дом печати», 2006. С. 261—263.
30. Капитонова О.А. Флористическое разнообразие малых рек урбанизированных территорий Удмуртской республики (на примере г. Ижевска). *Экосистемы малых рек: биоразнообразие, экология, охрана* : Лекции и материалы докл. Всерос. школы-конф. (п. Борок, 18—21 нояб. 2008 г.). Ярославль : Ярославский печатный двор, 2008. С. 156—160.
31. Капитонова О.А. Некоторые методические аспекты гидрботанических исследований на урбанизированных территориях. *Гидрботаника 2010* : материалы I (VII) Междунар. конф. по водным макрофитам (п. Борок, 9—13 окт. 2010 г.). Ярославль : Принт Хаус, 2010. С. 140—143.
32. Капитонова О.А. Флора водоемов г. Ижевска (Удмуртская Республика). *Растительный покров Волго-Вятского края*. Вып. 1. Чебоксары, 2010. С. 50—58.
33. Капитонова О.А. Чужеродные виды растений в водных и прибрежно-водных экосистемах Вятско-Камского Предуралья. *Рос. журн. биол. инвазий*. 2011. № 1. С. 34—42.
34. Капитонова О.А. Флора макрофитов города Глазов (Удмуртская республика). *Фиторазнообразие Восточной Европы*. 2013. Т. 7, № 4. С. 71—86.
35. Капитонова О.А. Гибриды во флоре водных макрофитов Вятско-Камского Предуралья. *Там само*. 2014. Т. 8, № 2. С. 4—13.
36. Карпова Г.О., Клепець О.В. Особливості поширення очерету найвищого (*Phragmites altissimus* (Benth.) Nabile) в умовах урболандшафту. *Рослини та урбанізація* : матеріали III Міжнар. наук.-практ. конф. (м. Дніпропетровськ, 19—20 бер. 2013 р.). Дніпропетровськ : Куніца, 2013. С. 14—16.
37. Катанская В.М. Высшая водная растительность. *Сохранение природной экосистемы водоема в урбанизированном ландшафте* / Под. ред. Е.А. Стравинской. Ленинград : Наука, 1984. С. 66—82.
38. Клепець Е.В. Флора водных объектов г. Полтавы. *Гидрботаника 2015* : материалы VIII Всерос. конф. с междунар. участием по водным макрофитам (п. Борок, Россия, 16—20 окт. 2015 г.). Ярославль: Филигрань, 2015. С. 139—143.

39. Клепець О.В. Адвентивна складова флори водних об'єктів м. Полтави. *Актуальні проблеми ботаніки та екології* : Матеріали Міжнар. конф. молодих учених, присвяченої 120-річчю від дня народження Д.К. Зерова (м. Полтава, 15—20 вер. 2015 р.). Полтава, 2015. С. 51—52.
40. Клепець О.В. Зміни водної флори на території міста Полтави за останні 90 років. *Біорізноманіття: інноваційна діяльність у системі екології і освіти* : матеріали Всеукр. наук.-практ. конф. (присвячена 60-річчю заснування дендропарку загальнодержавного значення «Криворудський») (3—4 черв. 2021 р., с. Крива Руда, Семенівський р-н, Полтавська обл.). Полтава, 2021. С. 55—58.
41. Кожанчиков В.И. Водная флора р. Невы в пределах Ленинграда и его ближайших окрестностей. *Вестн. ЛГУ. Серия: Биология*. 1964. Вып. 3, № 15. С. 144—145.
42. Кокин К.А. Экология высших водных растений. Москва : Изд-во МГУ, 1982. 160 с.
43. Крылова Е.Г. Особенности зарастания устьевых участков малых рек. *Экосистемы малых рек: биоразнообразие, экология, охрана* : лекции и материалы докл. Всерос. школы-конф. (п. Борок, 18—21 нояб. 2008 г.). Ярославль : Ярославский печатный двор, 2008. С. 174—176.
44. Крылова Е.Г. Структура гидрофильной флоры и растительности малой реки в урбанизированной среде. *Биология внутр. вод*. 2010. № 1. С. 20—26.
45. Куприянов В.В., Скакальский Б.Г. Урбанизация и ее влияние на режим и качество поверхностных вод. *Водные ресурсы*. 1973. № 2. С. 174—182.
46. Кучерявий В.П. Урболандшафт. *Екологічна енциклопедія* : У 3 т. / за ред. А.В. Толстоухова (гол. ред.) та ін. Київ : Центр екологічної освіти та інформації, Т. 3. 2007. С. 323.
47. Мальцев В.И., Карпова Г.О., Зуб Л.М. Визначення якості води методами біоіндикації: наук.-метод. посіб. Київ : Науковий центр екомоніторингу та біорізноманіття мегаполісу НАНУ, Ін-т екології НЕЦУ, 2011. 112 с.
48. Назарук М. Роль соціального чинника у формуванні урболандшафту. *Вісн. Львів. ун-ту. Серія географічна*. 2004. Вип. 31. С. 176—180.
49. Ольхович О.П. Современное состояние фитоценозов речки Нивки г. Киева и поиски путей их оптимизации. *Экосистемы малых рек: биоразнообразие, экология, охрана* : лекции и материалы докладов Всерос. школы-конф. (п. Борок, 18—21 нояб. 2008 г.). Ярославль : Ярославский печатный двор, 2008. С. 205.
50. Ольхович О.П., Таран Н.Ю. Использование фитомониторинговых методов для сохранения флористического разнообразия водных экосистем городов. *Структурно-функциональная организация и динамика растительного покрова* : материалы Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием, посвящ. 100-летию со дня рожд. д.б.н., проф. В.Е. Тимофеева (Самара, 1—3 февр. 2012 г.). Самара : ПГСГА, 2012. С. 82—84.
51. Оляницька Л.Г., Багацька Т.С. Сучасні фітокомплекси і угруповання рослин водойм м. Києва. *Екологічний стан водойм м. Києва*. Київ : Фітосоціоцентр, 2005. С. 49—55.
52. Погорелова Ю.В. Флористическое разнообразие макрофитов водоёмов с разной биогенной нагрузкой. *Гидробиология 2015* : материалы VIII Всерос. конф. с междунар. участием по водным макрофитам (п. Борок, 16—20 окт. 2015 г.) / науч. ред. А.Г. Лапиров, Д.А. Филиппов, Э.В. Гарин. Ярославль : Филитра, 2015. С. 201—203.
53. Прокопук М.С. Инвазионные высшие водные растения города Киева и его окрестностей. *Там само*. С. 204—206.
54. Прокопук М.С., Зуб Л.М., Березніченко Ю.Г. Тропічні вселенці *Egeria densa* Planch., *Pistia stratiotes* L., *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms у водних екосистемах м. Києва. *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58. № 5. С. 45—61.
55. Прядко Е.И., Арап Р.Я. Особенности формирования водной и прибрежно-водной растительности на территории НПП «Голосеевский». *Гидробиология* ISSN 0375-8990. Гідробіологічний журнал. 2024. 60(3)

- 2010 : материалы I (VII) Междунар. конф. по водным макрофитам (п. Борок, 9—13 окт. 2010 г.). Ярославль : Принт Хаус, 2010. С. 250—252.
56. Рокитянский А.Б. Перша знахідка *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms у водоймах міста Харків. *Актуальні проблеми ботаніки та екології* : матеріали Міжнар. конф. молодих учених (Київ, 20—22 жовт. 2021 р.). Київ: LAT & K., 2021. С. 34.
57. Романенко В.Д., Ляшенко А.В., Афанасьев С.А., Зорина-Сахарова Е.Е. Биоиндикация экологического состояния водоемов в черте г. Киева. *Гидробиол. журн.* 2010. Т. 46, № 2. С. 3—24.
58. Савицький О.Л., Зуб Л.М. Рослинність водойм м. Києва. *Укр. ботан. журн.* 1999. Т. 56, № 3. С. 266—275.
59. Садчиков А.П., Кудряшов М.А. Экология прибрежно-водной растительности: учеб. пособие для студ. вузов. Москва : Природа, 2004. 220 с.
60. Соловьева В.В. Мониторинг прудов г. Самары с 1936 по 2004 годы. *Гидробиотаника 2005* : материалы VI Всерос. школы-конф. по водным макрофитам (п. Борок, 11—16 окт. 2005 г.). Рыбинск: Рыбинский Дом печати, 2006. С. 352—354.
61. Соловьева В.В. Флористические находки и редкие явления биоэкологии гидробиоты в прудах г. Самары. *Фиторазнообразие Восточной Европы*. 2007. № 2. С. 174—180.
62. Соловьева В.В., Саксонов С.В. Фитомониторинг прудов ботанического сада г. Самары. *Самарская Лука: Бюллетень*. 2007. Т. 16, № 1—2 (19—20). С. 208—234.
63. Суханова И.В. Флора водоёмов урбанизированных территорий лесной зоны юга Томской области. *Гидробиотаника 2005* : Материалы VI Всерос. школы-конф. по водным макрофитам (п. Борок, 11—16 окт. 2005 г.). Рыбинск: Рыбинский Дом печати, 2006. С. 359—361.
64. Суханова И.В. Динамика растительных сообществ водоемов в условиях городской среды: на примере г. Томска : автореф. дисс. ... канд. биол. наук: 03.00.16 — экология. Томск, 2007. 21 с.
65. Цаплина Е.Н., Линчук М.И. Пространственно-временное распределение высших водных растений урбанизированного озера Вырлица. *Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы* : материалы III Всерос. конф. по водной токсикологии, посвященной памяти Б.А. Флерова (Борок, 11—16 окт. 2008 г.). Ч. 3. Борок, 2008. С. 266—268.
66. Цвелев Н.Н. О значении гибридизации в эволюции высших растений. *Эмбриология цветковых растений (терминология и концепции)*. Т. 3. Санкт-Петербург, 2000. С. 137—141.
67. Экология урбанизированных территорий / науч. ред. В.А. Попов, В.И. Гаранин. Казань : Изд-во Казан. ун-та, 1987. 102 с.
68. Arthington A.H. The biological resources of urban creeks. *Aust. Soc. Limnol. Bull.* 1985. Vol. 10. P. 33—39.
69. Azous A., Horner R.R. Wetlands and Urbanization: Implications for the Future. Boca Raton : CRC Press, 2000. 356 p.
70. Bio-physical impacts of urbanization on aquatic ecosystems. *Fundamentals of urban runoff management : Technical and institutional issues* / Ed. by N. Rehnby. U.S. Environmental Protection Agency, 2007. P. 74—128.
71. Buczkowski G., Richmond D.S. The effect of urbanization on ant abundance and diversity: a temporal examination of factors affecting biodiversity. *PLoS One*. 2012. 7 (8). URL: <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0041729>
72. Caley M.J., Schluter D. The relationship between local and regional diversity. *Ecology*. 1997. Vol. 78. P. 70—80.
73. Case T.J. Invasion resistance arises in strongly interacting species-rich model competition communities. *Proceed. of the National Academy of Sciences*. 1990. Vol. 87. P. 9610—9614.
74. Cronk J.K., Fennessy M.S. Wetland plants: biology and ecology. Boca Raton : CRC Press, 2001. 440 p.

75. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official J. Europ. Commun.* L 327, 22.12.2000. 72 p.
76. Fedoniuk T., Zymarioieva A., Pazych V. et al. Indicative features of macrophyte communities in the assessment of anthropogenic load on aquatic ecosystems. *Scientific Horizons*. 2022. Vol. 25, N 11. P. 74—91.
77. IPNI. International Plant Names Index. 2023. URL <http://www.ipni.org>. Accessed 29 August 2023.
78. Jekatierynczuk-Rudczyk E., Zieliński P., Puczko K. Ecological status of urban ponds in Białystok, Poland. *Limnol. Rev.* 2016. Vol. 1. P. 41—50.
79. Karpova G.A., Klepets Ye.V. Influence of urban landscapes on the structural indices of macrophytes in the Vorskla River. *Hydrobiol. J.* 2014. Vol. 50, N 6. P. 3—16.
80. King S.A., Buckney R.T. Urbanization and exotic plants in northern Sydney streams. *Austral. Ecology*. 2000. Vol. 25. P. 455—461.
81. Kozłowski G., Bondallaz L. Urban aquatic ecosystems: Habitat loss and depletion of native macrophyte diversity during the 20th century in four Swiss cities. *Urban Ecosystems*. 2013. Vol. 16, № 3. P. 543—551.
82. Lacoul P., Freedman B. Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. *Environ. Rev.* 2006. Vol. 14. P. 89—136.
83. McDonnell M.J., Pickett S.T. Ecosystem structure and function along urban-rural gradients: an unexploited opportunity for ecology. *Ecology*. 1990. Vol. 71 (4). P. 1232—1237.
84. McKinney M.L. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems*. 2008. Vol. 11. P. 161—176.
85. Morgan M.D., Philipp K.R. The effect of agricultural and residential development on aquatic macrophytes in the New Jersey Pine Barrens. *Biol. Conserv.* 1986. Vol. 35. P. 143—158.
86. Paul M.J., Meyer J.L. Streams in the Urban Landscape. *Urban Ecology: An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature* / Ed. by J. Marzluff, E. Shulenberg, W. Endlicher et al. New York : Springer, 2008. P. 207—231.
87. Preston C.D., Sheail J., Armitage P., Davy-Bawker J. The long-term impact of urbanisation on aquatic plants: Cambridge and the River Cam. *Science of the Total Environment*. 2003. Vol. 314—316. P. 67—87.
88. Prokopuk M., Zub L. Urban ecosystems as locations of distribution of alien aquatic plants. *Folia Oecol.* 2020. Vol. 47, № 2. P. 159—167.
89. Ranta P., Toivonen H. Changes in aquatic macrophytes since 1933 in an urban lake, Iidesjärvi, SW Finland. *Ann. Bot. Fennici*. 2008, Vol. 45. P. 359—371.
90. Suren A.M. Effects of urbanization. *New Zealand Stream Invertebrates: Ecology and Implications for Management* / Ed. by: K.J. Collier, M.J. Winterbourn. Hamilton : N.Z. Limnol. Soc., 2000. P. 260—288.
91. Szoszkiewicz K., Ciecierska H., Kolada A., Schneider S. C., Szwabińska M., Ruszczyńska J. Parameters structuring macrophyte communities in rivers and lakes — results from a case study in North-Central Poland. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*. 2014. Vol. 415, № 8. P. 1—16.
92. Vermonden K. Key factors for biodiversity of urban water systems. PhD-thesis. Nijmegen, Radboud University, 2010. 149 p.
93. Vermonden K., Leuven R.S.E.W., van der Velde G. et al. Species pool versus site limitations of macrophytes in urban waters. *Aquat. Sci.* 2010. Vol. 72, Iss. 3. P. 379—389.
94. Xavier L.R.C.C., Scherne F., Burgos D.C., Barreto R.C., Pereira S.M.B. Urbanization effects on the composition and structure of macrophytes communities in a lotic ecosystem of Pernambuco State, Brazil. *Braz. J. Biol.* 2016. Vol. 76, № 4. P. 888—897.
95. Zviahintseva K.O. *Phragmites altissimus* (Benth.) Nabile (Poaceae) — a new invasive species of Kharkiv urban flora (Ukraine). *Synanthropization of Flora and Vegetation* : ISSN 0375-8990. Гідробіологічний журнал. 2024. 60(3)

O.V. Klepets, PhD (Biol.), Assoc. Professor,  
Poltava State Medical University,  
Shevchenko Str., 23, Poltava, 36011, Ukraine  
e-mail: o.klepets@pdmu.edu.ua  
ORCID 0000-0001-6398-9459

CHANGES IN FLORISTIC INDICES OF MACROPHYTES IN WATER BODIES  
OF THE URBAN LANDSCAPE (A REVIEW)

Based on literature and own data, an analysis of the problem of macrophyte flora transformation in water bodies of the urban landscape was carried out. It is shown that a complex of factors of anthropogenic influence on urban territories significantly modifies the conditions of existence of macrophytes and causes changes in their floristic indexes: species richness of the flora in the spatio-temporal dimension can not only undergo reduction due to the loss of the most sensitive species, but also increase due to rearrangements of the species composition towards the strengthening of the role of ecologically plastic taxa, as well as the appearance of hybridogenic and adventitious elements.

**Key words:** *macrophytes, species richness, species composition, anthropogenic influence, urban landscape.*