



# **ЕКОЛОГІЯ ВОДНО-БОЛОТНИХ УГІДЬ І ТОРФОВИЩ**

*( збірник наукових статей )*



**Київ – 2014**

Міністерство екології та природних ресурсів України  
Інститут агроекології і природокористування НААН України  
Екологічна асоціація « Західне Полісся – заболочений край »  
Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління

Головний редактор  
Коніщук Василь Васильович

# ЕКОЛОГІЯ ВОДНО-БОЛОТНИХ УГІДЬ І ТОРФОВИЩ

( збірник наукових статей )

## Матеріали

III Міжнародного науково-практичного круглого столу  
«Екологія водно-болотних угідь і торфовищ», м. Київ, 3.02.2014 р.

## ОРГАНІЗАЦІЙНИЙ КОМІТЕТ:

**ПРОСКУРЯКОВ О.А.** – Міністр екології та природних ресурсів України, м. Київ,  
**САВИЦЬКИЙ В.В.** – Голова Громадської ради Міністерства екології та природних ресурсів України, м. Київ,  
**ФУРДИЧКО О.І.** – академік НААН, д.е.н., проф., директор Інституту агроекології і природокористування,  
**БОНДАР О.І.** – чл.-кор. НААН, д.б.н., проф., ректор Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління, Орхуський інформаційно-просвітницький центр, м. Київ,  
**ІНШЕВА Л.І.** – чл.-кор. РАСГН, д.с.-г.н., проф., завідувач лабораторії агроекології Томського державного педагогічного університету, Російська Федерація, м. Томськ,  
**ІСАЧЕНКО О.П.** – чл.-кор. РАПН, д.е.н., Федеральна державна бюджетна освітня установа вищої професійної освіти «Державний університет по землеустрою», Російська Федерація, м. Москва,  
**СЕРЕБРЯКОВ В.В.** – д.б.н., проф., зав. кафедри зоології ННЦ «Інститут біології» КНУ ім. Тараса Шевченка,  
**СЛЮСАР І.Т.** – д.с.-г.н., проф., головний науковий співробітник ННЦ «Інститут землеробства НААН», Чабани,  
**СОЛОВЕЙ Т.В.** – д.г.н., відділ моніторингу підземних вод Інституту геології, Польща, м. Варшава,  
**ЦАРЕНКО П.М.** – д.б.н., проф., зав. відділу фікології Інституту ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України,  
**ЧИКАЛОВ К.М.** – директор громадської організації «Чиста вода», співкоординатор громадської компанії «В захисту белорусских болот», Білорусь, м. Мінськ,  
**ШАЙДАК Л.В.** – д.х.н., проф., завідувач департаменту хімії довкілля Інституту сільськогосподарського і лісового середовища Польської академії наук, Польща, м. Познань

Київ – 2014

**Екологія водно-болотних угідь і торфовищ (збірник наукових статей) // Головний редактор В.В. Коніщук. – Київ: ТОВ «НВП «Інтерсервіс», 2014. – 300 с.**

Традиційно із нагоди всесвітнього дня водно-болотних угідь в Києві проведено черговий третій міжнародний науково-практичний круглий стіл. Очну та заочну участь взяли близько 150 учасників із Білорусі, Польщі, Російської Федерації, України. Матеріали досліджень актуальних питань методології болотознавства (гелології), збалансованого розвитку, Пан'європейської екомережі, управління територій природно-заповідного фонду, раціонального природокористування, впливу агросфери на стан гідроекосистем, дослідження біотичного, ландшафтного різноманіття Рамсарських угідь, екобезпеки землекористування, охорони гідроекосистем, боліт і торфовищ представлені у вигляді збірника наукових статей.

#### РЕЦЕНЗЕНТИ:

БОНДАР О.І., член-кореспондент НААН, доктор біологічних наук, професор, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління, Міністерство екології та природних ресурсів України, м. Київ

ІНШЕВА Л.І., член-кореспондент РАСГН, доктор сільськогосподарських наук, професор, Томський державний педагогічний університет, Росія, м. Томськ

Розглянуто і затверджено до друку рішенням  
Вченої ради Інституту агроекології і природокористування  
Національної академії аграрних наук України  
від 24.12.2013 р. Протокол №9.

За виключенням технічних, термінологічних, граматичних правок і оформлення, основний зміст рукописів статей подано в авторській редакції. За зміст публікацій, достовірність даних відповідальність несуть автори.

© Автори статей

## ЗМІСТ

№	ВСТУП	6
1	<i>Berezina N.A., Inisheva L.I., Konishchuk V.V.</i> STRUCTURE OF VASUYGAN MIRE BIOGEOCENOSES	7
2	<i>Szajdak L.W.</i> PEAT – UNSTABLE RAW MATERIAL	12
3	<i>Szajdak L.W., Inisheva L.I.</i> PROCESSES IN MELIORATED PEAT SOILS	15
4	<i>Szajdak L.W., Szczepański M.</i> IMPACT OF PEATLAND BIOGEOCHEMICAL BARRIER ON THE PROCESSES OF GROUND WATER PURIFICATION	20
5	<i>Ахметьева Н.П., Беляев А.Ю., Кричевец Г.Н., Михайлова А.В.</i> ОЗЕРА НАЦИОНАЛЬНОГО ПАРКА «МЕЩЕРСКИЙ»	25
6	<i>Балджи М.Д.</i> СТАН ТА ПЕРСПЕКТИВИ РОЗВИТКУ ТЕРИТОРІЇ УКРАЇНСЬКОГО БУДЖАКУ	28
7	<i>Березовська В.Ю.</i> САПРОБІОЛОГІЧНА ОЦІНКА ТА ФЛОРИСТИЧНЕ РІЗНОМАННІТТЯ ВОДРОСТЕЙ ДЕЯКИХ ОЗЕР М. КИЄВА	33
8	<i>Бігун В.К., Куньчик Т.М., Климнюк О.М., Мосніцький В.О.</i> РАРИТЕТНИЙ СКЛАД ІХТІОФАУНИ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ ВОЛИНСЬКОЇ ОБЛАСТІ	35
9	<i>Біляк Б.І.</i> ЗБЕРЕЖЕННЯ БІОРИЗНОМАНІТТЯ РЕГІОНАЛЬНОГО ЛАНДШАФТНОГО ПАРКУ «ПРИТИСЯНСЬКИЙ»	39
10	<i>Белоус Е.П., Клоченко П.Д., Шевченко Т.Ф.</i> СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ СЕЗОННОЙ ДИНАМИКИ ФИТОПЛАНКТОНА Р. ЮЖНЫЙ БУГ	41
11	<i>Бондар О.І., Гаєрилов С.О., Коніщук В.В.</i> ВОДНО-БОЛОТНІ УГІДДЯ, ТОРФОВИЩА УКРАЇНИ ТА АГРОЛАНДШАФТНИЙ ПІДХІД ЇХ ЕКОЛОГІЧНОГО МЕНЕДЖМЕНТУ	47
12	<i>Борисова Е.А., Шилов М.П., Курганов А.А.</i> ДИНАМИКА ФЛОРИ ОЗЕРА ВАЛДАЙСКОЕ ИВАНОВСКОЙ ОБЛАСТИ	52
13	<i>[Брадїс Є.М.], Балашов Л.С.</i> БОТАНІЧНИЙ СКЛАД ТА БУДОВА ТОРФОВИЩ ЗАХІДНОГО ПОДІЛЛЯ	56
14	<i>Вірченко В.М., Орлов О.О., Головка О.В.</i> МОХОПОДІБНІ РІВНЕНСЬКОГО ПРИРОДНОГО ЗАПОВІДНИКА	59
15	<i>Волохова О.В., Крижановська О.Т.</i> ЕКОЛОГО-ОСВІТНЯ ДІЯЛЬНІСТЬ У СПІВПРАЦІ ІЗ ГРОМАДСЬКИМИ ОРГАНІЗАЦІЯМИ ЯК ЧИННИК ЗБЕРЕЖЕННЯ ВОДНО-БОЛОТНИХ КОМПЛЕКСІВ НПП «ГОЛОСІЇВСЬКИЙ»	63
16	<i>Воробйов Є.О.</i> ЛІСОВІ ВЕРХОВІ БОЛОТА УКРАЇНСЬКОГО ПОЛІССЯ: РЕВІЗІЯ КЛАСИФІКАЦІЇ	66
17	<i>Гаєрилюк О.І.</i> РОЛЬ РЕЛІГІЇ У ВИХОВАННІ ЕКОЛОГІЧНОЇ КУЛЬТУРИ	71
18	<i>Гера О.М.</i> ВПЛИВ ТЕХНОЛОГІЧНИХ ЗАХОДІВ НА ПОЖИВНИЙ РЕЖИМ ОРГАНОГЕННИХ ҐРУНТІВ	74
19	<i>Губарь Л.М.</i> СИСТЕМАТИЧНА СТРУКТУРА ВОДНОЇ ТА ПРИБЕРЕЖНО-ВОДНОЇ ФЛОРИ ВОДОСХОВИЩА-ОХОЛОДЖУВАЧА ХМЕЛЬНИЦЬКОЇ АЕС	77
20	<i>Давиденко І.В.</i> ПОПЕРЕДНІЙ ОГЛЯД ФАУНИ ВОДНО-БОЛОТНИХ ПТАХІВ МАЛИНСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА	82
21	<i>Дубина Д.В., Устименко П.М.</i> РАРИТЕТНІ УГРУПОВАННЯ БОЛОТНОЇ ТА ВИЩОЇ ВОДНОЇ РОСЛИННОСТІ КЛЮЧОВИХ ТЕРИТОРІЙ ПРОЕКТОВАНОЇ ЕКОМЕРЕЖІ ПРАВОБЕРЕЖНОГО ЛІСОСТЕПУ УКРАЇНИ	84
22	<i>Зав'ялова Л.В., Корнієнко О.М.</i> ФІТОЗАБРУДНЕННЯ ДНІПРОВСЬКОГО ЕКОЛОГІЧНОГО КОРИДОРУ	90
23	<i>Жигалова С.Л.</i> ПІВНИКИ БОЛОТНІ ( <i>IRIS PSEUDACORUS</i> L.) У ФЛОРИ УКРАЇНИ: ХОРОЛОГІЯ	93
24	<i>Исаченко А.П.</i> РАЦИОНАЛЬНОЕ ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЕ И ЗЕМЛЕУСТРОЙСТВО В УСЛОВИЯХ СОВРЕМЕННОГО ОБЩЕСТВА	95
25	<i>Карпова Г.А.</i> ИЗМЕНЕНИЕ ФЛОРИСТИЧЕСКОГО СОСТАВА ВОДНО-БОЛОТНЫХ УГОДИЙ ПОД ДЕЙСТВИЕ ГЛОБАЛЬНЫХ ИЗМЕНЕНИЙ КЛИМАТА	100
26	<i>Коломійчук В.П.</i> ДИНАМІЧНІ ЗМІНИ РОСЛИННИХ УГРУПОВАНЬ БЕРЕГОВОЇ ЗОНИ АЗОВСЬКОГО МОРЯ	105
27	<i>Коніщук В.В.</i> ЕКОБЕЗПЕКА ТА НАСЛІДКИ ТОРФОВИХ ПОЖЕЖ	110

28	<i>Коронатова Н.Г.</i> ИЗМЕНЕНИЕ ПРОДУКТИВНОСТИ БОЛОТНЫХ СОСНЯКОВ В РАЗНЫХ ТАЁЖНЫХ ПОДЗОНАХ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ	120
29	<i>Коржик В.П.</i> ВОДНО-БОЛОТНІ УГІДДЯ КАРСТОВИХ РЕГІОНІВ БУКОВИНИ	124
30	<i>Костюк О.В.</i> ОСОБЛИВОСТІ МІНЕРАЛЬНОГО СКЛАДУ АНТРОПОГЕННОЗМІНЕНИХ НИЖНЬОПЛЕЙСТОЦЕНОВИХ ТОРФОВИХ УТВОРЕНЬ ЗАХІДНОГО ПОЛІССЯ	130
31	<i>Козійчук Е.Ш., Щербак В.І.</i> СТРУКТУРНО-ФУНКЦІОНАЛЬНЕ ТА ЕКОЛОГІЧНЕ РІЗНОМАНІТТЯ ФІТОМІКРОБЕНТОСУ КЛІЙСЬКОЇ ДЕЛЬТИ ДУНАЮ	134
32	<i>Кузь І.А.</i> СУЧАСНИЙ СТАН ОХОРОНИ ФЛОРИ ТА РОСЛИННОСТІ БОЛІТ СЕРЕДНЬОГО ПРИДНІСТРОВ'Я ТА ПРОПОЗИЦІЇ ЩОДО ЙОГО ВДОСКОНАЛЕННЯ	137
33	<i>Ларіонова Д.П., Давидов О.А.</i> ВЕРТИКАЛЬНИЙ РОЗПОДІЛ КІЛЬКІСНИХ ПОКАЗНИКІВ СУАНОПРОКАРЮТА МІКРОФІТОБЕНТОСУ НИЖНЬОЇ ЧАСТИНИ РУСАНІВСЬКОЇ ПРОТОКИ	141
34	<i>Ліщук Н.М.</i> СТАН МЕЛІОРОВАНИХ ЗЕМЕЛЬ І ФІНАНСУВАННЯ РЕМОНТНИХ РОБІТ НА ОСУШУВАЛЬНІЙ МЕРЕЖІ ВОЛИНСЬКОЇ ОБЛАСТІ	144
35	<i>Медведь В.А., Горбунова З.Н.</i> ВЛИЯНИЕ ГУМАТОВ НАТРИЯ И КАЛИЯ НА СОДЕРЖАНИЕ ХЛОРОФИЛЛА А И КАРОТИНОИДОВ У ПРЕДСТАВИТЕЛЕЙ СУАНОРФУТА И СНЛОРОФУТА	147
36	<i>Медведев О.Ю.</i> ДОСЛІДЖЕННЯ ХІМІЧНОГО СКЛАДУ ВОДИ ПРИЧОРНОМОРСЬКИХ ЛИМАНІВ В МЕЖАХ НПП «ТУЗЛІВСЬКІ ЛИМАНИ»	151
37	<i>Медведева О.О.</i> ПІДЗЕМНІ ВОДИ ТАТАРБУНАРСЬКОГО РАЙОНУ ОДЕСЬКОЇ ОБЛАСТІ, ЯК СКЛАДОВА ВОДНО-БОЛОТНИХ УГІДЬ РАЙОНУ	154
38	<i>Мигаль А.В.</i> СУЧАСНИЙ СТАН ТА ВІДТВОРЕННЯ РОСЛИННОГО ПОКРИВУ ОЛІГОТРОФНОГО СФАГНОВОГО БОЛОТА «ЧОРНЕ БАГНО» (НПП «ЗАЧАРОВАНИЙ КРАЙ»)	158
39	<i>Мінарченко В.М., Соломаха Т.Д., Тимченко І.А.</i> РЕСУРСНА ЗНАЧУЩІСТЬ ЛІКАРСЬКИХ ТА ХАРЧОВИХ РОСЛИН ЗАХІДНОГО ПОЛІССЯ УКРАЇНИ	161
40	<i>Мішта А.В.</i> РОЛЬ ЗАПЛАВИ РІЧКИ ВІТА У ПІДТРИМАННІ РІЗНОМАНІТТЯ ССАВЦІВ (МАММАЛІА)	166
41	<i>Мокрий В.І., Біляк М.В., М'якуш І.І., Гончарук В.Є.</i> ІНФОРМАЦІЙНЕ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ МОНІТОРИНГУ ВОДНО-БОЛОТНИХ УГІДЬ БІОСФЕРНОГО РЕЗЕРВАТУ «РОЗТОЧЧЯ»	170
42	<i>Некрасова О.Д., Куйбіда В.В.</i> ГЕРПЕТОКОМПЛЕКСИ ВОДНО-БОЛОТНИХ УГІДЬ ЗАПЛАВИ РІЧКИ ТРУБІЖ	174
43	<i>Ольшанський І.Г.</i> РОСЛИННИЙ ПОКРИВ ГІДРОЛОГІЧНОГО ЗАКАЗНИКА МІСЦЕВОГО ЗНАЧЕННЯ «АРТОПОЛОТ» (ПОЛТАВСЬКА ОБЛ.)	179
44	<i>Панасюк А.С., Постоеько Д.М.</i> ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ ВІДТВОРЕННЯ ВОДНИХ ЖИВИХ РЕСУРСІВ УКРАЇНИ	181
45	<i>Пацук С.І., Химин М.В.</i> ЧЕРЕМСЬКЕ БОЛОТО ПІД МІЖНАРОДНИМ ЗАХИСТОМ	189
46	<i>Полянська К.В., Богомаз М.В.</i> ЕКОМЕРЕЖА БУЗЬКОГО ПРИРОДНОГО КОРИДОРУ: ВИДІЛЕННЯ БУФЕРНИХ ЗОН ВЗДОВЖ РІЧКИ ЗАХІДНИЙ БУГ	192
47	<i>Прядко О.І., Андрієвська О.Л., Берест З.Л., Аран Р.Я.</i> ОЗЕРО ШАПАРНЯ – ВАЖЛИВА СКЛАДОВА ВОДНО-БОЛОТНИХ КОМПЛЕКСІВ НПП «ГОЛОСІВСЬКИЙ»	195
48	<i>Протасов А.А., Силаева А.А., Новоселова Т.Н., Игнатенко И.И.</i> ТЕХНО-ВЕТЛЕНДЫ: ОСОБЕННОСТИ СТРУКТУРЫ, ИСПОЛЬЗОВАНИЯ И ИЗУЧЕНИЯ	198
49	<i>Решетникова В.Н., Смирнова Е.Б.</i> МОНІТОРИНГОВІЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ПРОЦЕССА ЭВТРОФИКАЦИИ РЕКИ ХОПЁР В СРЕДНЕМ ТЕЧЕНИИ	202
50	<i>Сагайдак А.В.</i> ПЕРСПЕКТИВИ ВИКОРИСТАННЯ РЕКРЕАЦІЙНОГО ПОТЕНЦІАЛУ БОЛІТ РЛП «МІЖРІЧИНСЬКИЙ» У ЕКОЛОГО-ПРОСВІТНИЦЬКІЙ РОБОТІ	205
51	<i>Ситник Ю.М., Берсан Т.О.</i> ХЛОРООРГАНІЧНІ ПЕСТИЦИДИ У РИБАХ ДЕЯКИХ РИБОГОСПОДАРСЬКИХ ВОДОЙМ ЗОНИ ПОЛІССЯ	209
52	<i>Ситник Ю.М., Горбатюк Л.О., Платонов М.О., Кукля І.Г., Бурмістренко С.П.</i> ДОСЛІДЖЕННЯ РІВНІВ ОРГАНІЧНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ТА БІОТЕСТУВАННЯ ВОДИ ОЗЕР ШАЦЬКОЇ ГРУПИ	213
53	<i>Ситник Ю.М., Колесник Н.Л.</i> ВАЖКІ МЕТАЛИ У РИБАХ ДЕЯКИХ РИБОГОСПОДАРСЬКИХ ВОДОЙМ ЗОНИ ПОЛІССЯ	218

54	<i>Ситник Ю.М., Мельник А.П.</i> ВМІСТ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ОРГАНАХ ТА ТКАНИНАХ ДЕЯКИХ ПРОМИСЛОВИХ ВИДІВ РИБ КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА (1988-2010 рр.)	221
55	<i>Скакальська О.І., Томнюк О.П., Скоропляс І.О.</i> СУЧАСНИЙ СТАН ЦЕНОПОПУЛЯЦІЙ <i>PINGUICULA ALPINA</i> L. У ДОЛИНИ РІЧКИ САРАТА	224
56	<i>Скрипчук П.М., Трохлюк Т.М.</i> ФОРМУВАННЯ ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНИХ ОСНОВ ОЦІНЮВАННЯ ТРАНСФОРМАЦІЇ АГРАРНОГО ЗЕМЛЕКОРИСТУВАННЯ ЗОНИ ПОЛІССЯ УКРАЇНИ	228
57	<i>Соломаха І.В.</i> КЛАСИФІКАЦІЯ ЧОРНОВІЛЬХОВИХ БОЛІТ ПІВНІЧНОГО ПРИЧОРНОМОР'Я	233
58	<i>Старовойтова М.Ю.</i> ЗБЕРЕЖЕННЯ БІОРІЗНОМАНІТНОСТІ ВОДНО-БОЛОТНИХ УГІДЬ ШЛЯХОМ ОПТИМІЗАЦІЇ ЛОКАЛЬНОЇ ЕКОЛОГІЧНОЇ МЕРЕЖІ (БАСЕЙН РІЧКИ СУЛИ)	238
59	<i>Тимченко І.А., Мінарченко В.М., Соломаха Т.Д.</i> РЕСУРСИ <i>OXYSSOCUS PALUSTRIS</i> PERS. НА ЗАХІДНОМУ ПОЛІССІ	243
60	<i>Томченко О.В., Зуб Л.М., Сагайдак А.В.</i> ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ АКВАТОРІЙ ВОДНО-БОЛОТНИХ УГІДЬ ВЕРХНІХ ДІЛЯНОК КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА	246
61	<i>Усенко О.М.</i> ФЕНОЛЬНІ КИСЛОТИ <i>RHRAGMITES COMMUNIS</i> TRIN. І ЇХ ВПЛИВ НА ФУНКЦІОНАЛЬНУ АКТИВНІСТЬ ВОДРОСТЕЙ	251
62	<i>Устименко П.М., Дубина Д.В., Любинська Л.Г.</i> СОЗОЛОГІЧНИЙ АНАЛІЗ РАРИТЕТНИХ АСОЦІАЦІЙ КЛЮЧОВИХ ТЕРИТОРІЙ ПЕРСПЕКТИВНОЇ ЕКОМЕРЕЖІ ХМЕЛЬНИЧЧИНИ	255
63	<i>Федоряк М.М., Марко М.Ю.</i> ВІДНОСНА ЧИСЕЛЬНІСТЬ МАСОВИХ РЯДІВ ГЕРПЕТОБИО НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ «ХОТИНСЬКИЙ» (ДОСЛІДЖЕННЯ 2012 РОКУ)	260
64	<i>Фельбаба-Клушина Л.М.</i> ГІДРОФІЛЬНА БРІОФЛОРА ВЕРХІВ'Я БАСЕЙНУ Р. ТИСА (УКРАЇНСЬКІ КАРПАТИ) ТА ЇЇ СОЗОЛОГІЧНИЙ АНАЛІЗ	264
65	<i>Царенко О.М.</i> ЇЖАЧОГОЛІВКОВІ – КОМПОНЕНТ ФЛОРИ ВОДНО-БОЛОТНИХ УГІДЬ УКРАЇНСЬКОГО ПОЛІССЯ	270
66	<i>Царенко П.М.</i> АЛЬГОЛІМНОЛОГІЧНА КОМПОНЕНТА ШАЦЬКИХ ВОДНО-БОЛОТНИХ УГІДЬ	273
67	<i>Чистяков О.В.</i> ГЛУБИННІЕ ПРОБЛЕМЫ ЧЕРНОГО МОРЯ ...	277
68	<i>Шоль Г.Н.</i> ФЛОРА ГІДРОЕКОСИСТЕМ МІСТА КРИВИЙ РІГ	283
69	<i>Штогрин М.О., Бобрик І.В.</i> ФОРМУВАННЯ ТА РОЛЬ ВСЕЄВРОПЕЙСЬКОЇ ЕКОЛОГІЧНОЇ МЕРЕЖІ В МЕЖАХ НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ «КРЕМЕНЕЦЬКІ ГОРИ»	286
70	<i>Шумигай І.В.</i> СИСТЕМА УПРАВЛІННЯ ВОДНИМ ГОСПОДАРСТВОМ	292
71	<i>Шупова Т.В.</i> РОЛЬ ВОДОЕМОВ КРИВОГО РОГА В ПОВЫШЕНИИ ОРНИТОЛОГИЧЕСКОГО РАЗНООБРАЗИЯ СЕЛИТЕБНОЙ ЗОНЫ ГОРОДА	296

## ВСТУП

Рішення відзначати Всесвітній день водно-болотних угідь прийняте з нагоди ухвалення Конвенції про водно-болотні угіддя, що мають міжнародне значення, головним чином як середовища існування водоплавних птахів (Рамсарська конвенція), 2 лютого 1971 року в іранському місті Рамсар, на березі Каспійського моря.

Мета Всесвітнього дня водно-болотних угідь – активізувати інтерес до заходів щодо підтримання майбутнього цих життєво важливих середовищ, зокрема для гармонізації стану агроландшафтів, збереження водних ресурсів.

Міжнародний Рамсарський Перелік включає 2065 водно-болотних угідь загальною площею 197,4 млн. га. Серед них 33 водно-болотні угіддя міжнародного значення в Україні, площею 678 тис. га. З них 22 отримали статус у 1995 році, а в 2004 році Бюро Рамсарської конвенції прийняло рішення про надання міжнародного статусу ще 11, які розташовані у межах територій природно-заповідного фонду України. Необхідно відмітити, що у 2011, 2012 рр. були прийняті розпорядження Кабінету Міністрів України від 23.02.2011 №147-р та від 21.09.2011 №895-р, від 24.10.2012 №818-р про погодження надання 19 водно-болотним угіддям України статусу водно-болотних угідь міжнародного значення.

29 жовтня 1996 р. Верховна Рада України постановила визнати Україну правонаступницею СРСР щодо участі в Рамсарській конвенції та поновила своє членство і входить до числа 160 країн – Договірних сторін Конвенції. Слід зазначити, що офіційна дата приєднання України до Рамсарської конвенції – 1 грудня 1991 р. Це пов'язано з тим, що ще у 1975 р. статус водно-болотних угідь міжнародного значення було надано Ягорлицькій, Тендрівській та Каркінітській затокам і Дунайським плавням загальною площею 211 тис. га. В 2002 р. з метою реалізації положень Закону України «Про участь України в Конвенції про водно-болотні угіддя, що мають міжнародне значення, головним чином як середовища існування водоплавних птахів» (1996 р.), постановою Кабінету Міністрів України був затверджений «Порядок надання водно-болотним угіддям статусу водно-болотних угідь міжнародного значення».

За пропозицією секретаріату Рамсарської конвенції у 2014 році ця дата проходить під девізом *«Водно-болотні угіддя і сільське господарство – партнери для зростання»*.

16 грудня 2013 року між Міністерством екології та природних ресурсів України і Національною академією аграрних наук України за участі Громадської ради Мінприроди, Інституту агроєкології і природокористування НААН було укладено договір про співробітництво, що дуже символічно для цієї події та в цілому з метою оптимізації природоохоронних заходів агросфери для збереження водойм, мінімізації забруднень, реабілітації деградованих торфовищ, очищення акваторій, відновлення біорізноманіття.

Вагоме значення гідроекосистем, торфовищ визначають сучасні міжнародні екологічні проблеми пов'язані з водозабезпеченням, продовольчою безпекою, глобальними змінами клімату, інвазіями адвентивних видів флори і фауни, збереженням автохтонного біотичного, ландшафтного різноманіття. Тому наукові обґрунтування, практичні, методичні рекомендації екологічного менеджменту водно-болотних угідь дуже актуальні, пріоритетні на форумі.

Вода це колиска життя, єдина унікальна речовина кількох фізико-хімічних станів – текуча рідина, твердий лід, пухкий сніг, газоподібна пара... Як кров по судинах доносить корисні мікроелементи, кисень, так вода по струмках, річках, у ґрунтах та повітрі забезпечує кругообіг речовин і енергії, живить флору та фауну. Водно-болотні угіддя це резервуари води, її джерела, без яких не може функціонувати сільське господарство, отож їх раціональне використання, охорона – важливий пріоритет аграрної політики на основі наукових обґрунтувань і прикладних рекомендацій впровадження довгострових програм, проєктів.

*Щиро будемо вдячні за побажання і зауваження.  
З глибокою повагою і надією на конструктивну співпрацю,  
Головний науковий редактор збірника*

*В.В. Конішук*

## STRUCTURE OF VASUYGAN MIRE BIOGEOCENOSES

<sup>1</sup>*Berezina N.A.*, <sup>2</sup>*Inisheva L.I.*, <sup>3</sup>*Konishchuk V.V.*

<sup>1</sup>Lomonosov Moscow State University, Russia, <sup>2</sup>Tomsk State Pedagogical University, Russia,

<sup>3</sup>Institute of agroecology & environment management NAAS of Ukraine  
inisheva@mail.ru, konishchuk\_vasyl@ukr.net

Vasyugan mire, as a type of landscape is highly peculiar. Its position in the transitive strip from the zone of deciduous woods caused the great diversity of vegetation and peat deposits; the principal cause of this fact is, most likely, various degree of salinity and leaching of the grounds.

It should be supposed that the formation of *Hypnum* sedge fen at the very top of watershed with the highest mark for this area, i.e. 146 m above sea level is an important factor.

Another feature of Vasyugan mire is the availability of special veretia-swampy mesh-polygonal fens. (Veretia represent polygonal swamps of transitional type). The specific feature of these mires is polygonal meshy image of the surface and a high degree of watering. The borders of their spreading are very well observed from the plane and in aerial photographs.

The comparisons of this data with the data over-land instrumental survey show that polygonal mires are associated with saucer-like depressions at the non-drained top of the watershed. At least slightly inclined slopes of watershed are occupied either by fens with ridges which are perpendicular or by raised bogs with pools and ridges.

The mosaic and complex transitional mires are not less original; definitely they resemble the aapa-complexes of the northwestern areas of the European part of Russia. It is necessary to notice especially that Vasyugan mire seems to be a unique place of wide spreading of transitional mires.

At Vasyugan mire the following types of vegetation can be classified:

High – 1. Ridge-hollow, 2. Ridge-pool, 3. Pine-sphagnum, 4. Sphagnum fuscum.

Transitional – 1. Wood-sedge, 2. Wood-sphagnum, 3. Pine-sphagnum, 4. Sedge, 5. Sphagnum, 6. Sedge-hypnum, 7. Forest.

Low – 1. Forest 2. Wood-sedge.

The amount of different phytocenoses at Vasyugan mire is rather large. In different types of mires they consist of definite chain of plant groupings, which characterizes the state of development and age of individual plots of Vasyugan mire. We shall dwell only on generalized types of swampy vegetation of Vasyugan mire.

*Pine-shrub-sphagnum phytocenoses.* Pine-shrub-sphagnum phytocenoses are widely spread at Vasyugan mire. They are associated with mire borders or with well-drained slopes with surface gradient 0.001–0.006 [7]. As well they occupy the most convex central plots of the mire and very often alternate with ridge-pool and ridge-hollow complexes, and create mosaic picture of the surface of Vasyugan mire.

In peatland science Siberian oligotrophic mires with pine-shrub-sphagnum groups are named as ryam (ryam is pine-sphagnum phytocenosis with swampy pine). Ryams are also found among vast eutrophic sedge-hypnum mires where their appearance and development are connected with conditions of scanty water and mineral regime and precipitation nutrition.

Let us consider first of all the ryams of oligotrophic mires. At Vasyugan mire the following variants of such ryams are found: ryams with *Pinus sylvestris f.* and *uliginosa* and ryams with *Pinus sylvestris f. litwinowii*.

First ryams (with *Pinus sylvestris f. and uliginosa*) are associated with the most convex central plots of the tract. In these so called “tall ryams” the height of trees amounts to 6–10 m, diameter of stems 8–15 cm, density of crown 0.5–0.8. The admixture of *Pinus sylvestris f. litwinowii* and *P.*



*sibirica* is insignificant. The undershrub layer is very luxuriant. The degree of undershrub coverage reaches quite often 70–80 %. *Ledum palustre* and *Chamaedaphne calyculata* are dominant and *Oxycoccus microcarpus* is rather luxuriant. The microrelief is hummocky. *Sphagnum fuscum* is dominant in the mossy layer. On the tops of hummocks the spots of green mosses are found: *Pleurozium schreberi*, *Dicranum polLisetum*, *D. affine*. At the hummock basis and in the depressions between hummocks the spots of *Sphagnum fuscum* are common; they are thickly pierced with stalks of *Mylia anomala*.

In tall ryams of the peripheral zone of Vasyugan mire the woody layer consists of *Pinus sylvestris f. uliginosa*. The young growth is mainly represented by *Pinus sylvestris*, *Betula pubescens*. As for the undershrub layer, *Ledum palustre* and *Chamaedaphne calyculata* are dominant. They are associated with mossy cushions and near-stem elevations. *Carex globularis* is abundant in the grass cover of the extreme ryams. *Sphagnum magellanicum* and *Sph. angustifolium* are dominants of moss cover. On the tops of hummocks of 40 cm high and on near-stem hillocks *Sph. fuscum* is found.

At pine stems and branches, shrub stems considerable quantity of lichens (epiphytes) is found. By A.A. Khramov and V.I. Valutsky [5], *Cetraria pinastri*, *Usnea hirta*, *U. comosa*, *Hypogymnia physodes*, *Parmelia olivacea* are most common.

Variant of ryams with *Pinus sylvestris f. litwinowii* is more widely spread. It can be considered as one of the first stages of development of woodless oligotrophic sphagnum and grass-sphagnum swamps in afforested phytocenoses. The ryams with *Pinus sylvestris f. litwinowii* are especially typical for slopes of mire tracts. The arborescent layer in the ryams with *Pinus sylvestris f. litwinowii* is more thinned out: density of crown is 0.4–0.6; sometimes it falls to 0.3–0.2. The height of trees is 4–5 m, the stem diameter is 3–7 cm. *Pinus sylvestris f. wilkommii*, which grows here, is 1–2 m high, 1–3 cm in diameter.

The degree of undershrub coverage is high and amounts to 60–80 %. The ratio between individual species of undershrubs depends on the groundwater table. At the groundwater table below 50 cm the *Ledum palustre* is either dominating, or grows together with *Chamaedaphne calyculata*. *Andromeda polifolia* is the indicator of higher groundwater table (20–30 cm). *Betula nana* is rarely found. The associations such as *Pinus sylvestris f. litwinowii* – *Ledum palustre* – *Sphagnum fuscum*, *Pinus sylvestris f. litwinowii* – *Ledum palustre* + *Chamaedaphne calyculata* – *Sphagnum fuscum* are most often spread.

*Sph. fuscum*; *Sph. magellanicum* and *Sph. angustifolium* are dominant in the moss cover, these are associated with hillock basis and depressions between hillocks. Their participation in the composition of in moss cover is not higher than 3–5 %. On the periphery of such ryams the depressions between hillocks are occupied by *Sphagnum angustifolium*, *Sph. magellanicum* is sharply pronounced on the slopes of the hillocks.

Let us return to the phytocenotic features of the ryams of eutrophic sedge-hypnum swamps the mention of which has already been made. *Pinus sylvestris f. litwinowii* is dominant in woody layer. As the degree of drainage and fluctuation of groundwater table from periphery to the center of the ryams increases one can observe the following change of the dominants of undershrub layer: *Andromeda polifolia* → *Chamaedaphne calicylata* → *Ledum palustre*. At the end of the Middle and especially the Late Holocene the part of atmospheric nutrition of the mires increased and the change in their plant cover has been outlined. In some cases eutrophic sedge and sedge-hypnum phytocenoses were transformed into sedge-sphagnum and sphagnum. The transfer to the oligotrophic stage is connected with the appearance of *Sph. russowii*, which was relatively rapidly displaced by typical oligotrophic species *Sph. fuscum*. Sometimes mesotrophic sphagnum phytocenoses turned into oligotrophic sphagnum ones where *Sph. magellanicum* and *Sph. angustifolium* were dominants.

So, in spite of the fact that the zonal mire type of the subbelt of birch-aspen forests represents eutrophic sedge-hypnum mires, oligotrophic pine-undershrub-sphagnum mires occupy considerable area of contemporary plant cover. Gradual but permanent transfer to oligotrophic stage is a principal contemporary tendency in the development of sedge-hypnum mires.

In the central part of Vasyugan mire the pine-undershrub-sphagnum formations appeared among vast eutrophic sedge-hypnum swamps prevail on small detached oligotrophic plots. Sometimes oligotrophic islets combine with each other and form larger and more complicated by configuration systems. In their plant cover on more elevated plots the pine-undershrub-sphagnum communities prevail which on the lower part of the slope give place to ridge-hollow phytocenoses, which alternate with narrow stripes of ridge-hollow-pool complexes.

Ridge-hollow complexes. Ridge-hollow complexes (RHC) are widely spread on Vasyugan mire. The plots of mire tracts occupied by ridge-hollow communities are usually as long stripes (from several tens cm to several hundreds m wide), they branch off as radial lines from central parts of the mire towards their extremes.

Depending on ratio of areas occupied by positive and negative relief forms the three variants of ridge-hollow complexes are classified: large-hollow, medium-hollow and small-hollow. The shape of ridges and correlation between the areas of ridges and hollow is closely connected to a considerable degree on surface incline. The area of hollows increases as the incline decreases.

Let us consider RHC on the example of the ridge small-hollow complex. Ridge-small-hollow complexes are found in the contact with *Fuscum*, pine-eriphorum-sphagnum or pine-undershrub-sphagnum phytocenoses with which they are connected genetically. In ridge-small-hollow complexes the hollows occupy 20–30 % of total surface. The hollows are slightly elongated without any strict orientation by relief. The watering of hollows is low. The water level is usually below 10–15 cm moss cover. The ridges are 3–10 m wide, sometimes 10–15 m; their height is 0.5–0.8 m. Not infrequently the ridges join and form islets occupied by pine-undershrub-sphagnum phytocenoses. On the ridges grows *Pinus sylvestris f. litwinowii* 3–5 m high, 5–10 cm in diameter. The admixture of *P. sylvestris f. willkommii* is insignificant, its height is 1–3 m, diameter 3–5 cm. Tree stand density amounts to 0.1–0.3, and the dead wood is common. *P. sibirica* of 6–10 height is typical.

The undershrub layer is rather well developed on the ridges, the degree of coverage rises up to 50–60 %, and sometimes it reaches 80 %. *Chamaedaphne calyculata* is abundant on the ridges under conditions of good drainage and *Ledum palustre* overgrows strongly. As the drainage becomes worse and groundwater table rises *Andromeda polifolia* becomes prevalent. The thin grass cover is represented by *Eriophorum vaginatum*. In moss cover the *Sphagnum fuscum* is prevalent.

Along the slopes and at the ridge basis the dissemination of *Sph. angustifolium* and *Sph. magellanicum* are typical. In weakly watered hollows *Chamaedaphne calyculata*, *Andromeda polifolia*, *Oxycoccus quadripetalis* are diffusively scattered. Total coverage is not more than 20 %.

*Eriophorum vaginatum*, which forms hillocks 10–15 cm high, is luxuriant in the grass layer of the hollows. The hillocks occupy 35–45 % of total surface of the hollows. The coverage of *Scheuchzeria palustris* и *Carex limosa* decreases up to 10–15 %. The moss layer is represented by *Sphagnum balticum* and *Sph. fallax*. In the center of the hollows where groundwater table is at the depth of 10–15 cm from the surface, *Sph. majus* appears. The hollow extremes are occupied by *Sph. angustifolium*.

Transfers depending on the value and direction of the surface runoff connect ridge-hollow complexes of all three types with each other. Wide spreading of RHC is explained by the fact that they as pool-ridge-hollow complexes are the most sustainable forms of existence of the plant cover.

Pool-ridge-hollow complexes. In the pool-ridge-hollow complexes the strongly watered hollows alternate with secondary lakes or the lakes occupy central plots of large hollows. The lakes are elongated or rounded by shape. Their size varies strongly. Lakeside line is strongly broken. The

water depth is 0.8–1.3 m and the bottom is peaty. The lakes and hollows alternate with the ridges. The ridges take up 20–50 % of the surface. The ridge width is 1–3 m and the height is 0.2–0.4 m. The hollows and lakes take up 50–80 % of the surface.

*Pinus sylvestris f. litwinowii* grows on the ridges, its height is 3.5–5, diameter 8–10 cm and *f. willkommii* 1.0–3.5 m high and 5–7 cm in diameter, *Pinus sibirica* is found seldom. The density of crown is 0.2–0.3; often it falls to 0.1 and more. The undershrub layer is strongly developed; coverage amounts to 60–70 %; *Chamaedaphne calyculata* and *Ledum palustre* are mainly prevalent, *Andromeda polifolia* is also found. The grassy cover is represented by *Rubus chamaemorus*.

*Sphagnum fuscum* is prevalent in the moss cover. Along the slopes and at the hillock basis the spots of lichen are common. The groundwaters on the ridges are rather low. The grass cover in the hollows is formed by *Carex limosa*, *Scheuchzeria palustris*, *Rhynchospora alba*. The coverage is 40–50 %; in the sites without moss cover the *Drosera rotundifolia* is common. As for the moss cover of the hollows, *Sphagnum majus* and *Sph. papillosum* are predominant; *Sph. balticum* is common on the peripheral part of the hollows.

It seems to be interesting to pay attention to such an interesting phenomenon as the development of regressive phenomena which become apparent in temporal cessation of peat formation and replacement of peat-forming plants by not peat-forming ones (lichen, liverworts, algae).

Not dwelling on different opinions on this problem [1, 2, 6 a.o.], let us take into account as follows: in Western Siberia where the main part of the mires is self-regulating systems. It has a certain attitude towards Vasyugan mire as well where dystrophic plots are insignificant, the development of regressive phenomena should be considered as one of homeostatic mechanisms of the existence of oligotrophic mire. The interruptions in peat accumulation give place to overgrowing and subsequent peat accumulation.

It is worth while noting that A.Y. Bronzov [3], when investigating Vasyugan mire paid attention to this phenomenon and then confirmed that this was a substantial evidence of the beginning of the quaternary (final) stage of their development.

The development of regressive phenomena in the hollows leads to appearance of “black hollows”. The process of destruction of vegetation begins from the settling of *Sphagnum maius*, *Cladodiella fluitans* on the surface. Simultaneously the *Sphagnum compactum* appears in the moss cover. As a result, the associations such as *Rhynchospora alba* – *Sphagnum compactum* – *Cladodiella fluitans* – *Rhynchospora alba* – *Cladodiella fluitans* appear. Gradually on the bare oxidized substrate only liverwort mosses and algae remain. The next stage is the formation of bog pools, which, in its turn, begin to overgrow by mosses adapted to the conditions of regressive stage of the development of oligotrophic mires. These mires are characterized by wide amplitude of fluctuation of medium acidity

Sedge-hypnum phytocenoses. The southern and southeastern part of Vasyugan mire is included into the province of subtaiga West-Siberian Atlantic eutrophic of sedge-hypnum mires. Sedge-hypnum phytocenoses are associated at the territory of Vasyugan mire with tremendous hollows with comparatively even vegetation. The grass layer is rather thin in the hollows. As for the sedges, the species are mostly spread as follows: *Carex diandra*, *C. chordorrhiza*, *C. limosa*, *C. omskiana*, sometimes – *C. rostrata*, *C. lasiocarpa*. *C. heleonastes* and *Rhynchospora alba* are found as solitary species. *Scheuchzeria palustris*, *Triglochin maritimum* are found in small amount but grow more often. Small accumulations are formed by *Equisetum limosum*.

The species such as *Menyanthes trifoliata*, *Comarum palustre*, *Cicuta virosa*, *Epilobium palustre*, *Pedicularis palustris* and *Utricularia intermedia* are mainly spread among the herbs. *Drepanocladus vernicosus* and *D. sendtneri* is prevalent in the moss layer. The former is prevalent in less watered sites; the latter grows in small watered depressions. *Calliargon trifarium* grows here as well.

Monotonous sedge-hypnum swamps are crossed in the direction perpendicular to surface runoff by narrow (1–2 m) and long (up to 1 km) peat bank (local name “veretiya”). These peat banks rise above sedge-hypnum swamps by 10–25 cm. In the sites without incline these peat banks stretch in different directions. The distance between these banks ranges from several meters to 50–200 m. In addition to peat banks (veretiya), the single islets of oligotrophic pine-undershrub-sphagnum phytocenoses are scattered on the surface of sedge-hypnum swamps. The diameter of such islets varies within the limits of several tens m (local name “shelomochki”). Shelomochki rise above the surface of sedge-hypnum mires by 50–90 cm [4].

*Betula pubescens* and *Pinus sylvestris* grow on peat bank one by one or as small groups; as for shrubs, *Salix lapponum* and *S. rosmarinifolia* are found here. Undershrub layer is rather luxuriant. *Betula nana*, *Andromeda polifolia* are mainly spread. *Ledum palustre* and *Chamaedaphne caliculata* are somewhat thinner. The grass layer of peat banks does not differ essentially by floristic composition from the grass cover of sedge-hypnum depressions.

The analysis of geobotanical descriptions by A.Y. Bronzov [3] for the southern part of Vasyugan mire evidences that notwithstanding rather numerous general floristic list of 46 species of undershrub, grass and moss layers, only two species such as *Carex limosa* and *Carex diandra* can be named as permanent ones for sedge-hypnum phytocenoses of eutrophic mires of Ob-Irtysh interfluvium. Four species such as *Betula nana*, *Andromeda polifolia*, *Carex chordorrhiza*, *Menyanthes trifoliata* are found very frequently.

*Sphagnum warnstorffii* is prevalent in moss cover of the peat banks; *Tomenthypnum nitens* is dominant on the lower peat banks. *Sphagnum angustifolium*, *Sph. magellanicum*, *Sph. fuscum* grow at stem basis depending on the height of hillocks. The appearance of mesotrophic as well as oligotrophic “shelomochki” relates to subatlantic period. As it was noted above, the prevalent eutrophic sedge-hypnum stage, which was delayed in this zone up to present time, is caused by edaphic factors. As the peat deposit increases, the influence of bedding rocks on deposit structure decreases, ash content of peats decreases and favorable conditions spring up for development of sedge-hypnum phytocenoses into grass sphagnum peat banks (veretiya) and pine-undershrub-sphagnum (shelomochki).

#### BIBLIOGRAPHY

1. Bogdanovskaya-Guienef I.D. Plant cover of raised bogs of Russian Baltic. // Proceedings of Petergof research institute of natural sciences. – Leningrad, 1928. – No. 5. (In Russian).
2. Bogdanovskaya-Guienef I.D. Regularities of sphagnum bog formation of raised type. – Leningrad: Nauka, 1969. (In Russian).
3. Bronzov A.Y. Raised bogs of Naryn Territory (basin of river of Vasyugan)//Proceedings of of peat research institute, 1930. – No. 3. (In Russian).
4. Bronzov A.Y. Typical mires in southern border of West-Siberian taiga flat plain //Soil Science 1936. – No. 2. (In Russian).
5. Khramov A.A., Valutsky V.I. Vegetation of basin of river of Chaya //Nature of West-Siberian taiga. – Novosibirsk: Nauka, 1973. (In Russian)
6. Lopatin V.D. “Smooth” mire (peat deposit and swampy facies) // Scientific notes of Leningrad university, geography, 1954. – No. 9. (In Russian).
7. Romanova Y.A. Some morphological characteristics of oligotrophic mire landscapes of West-Siberian flat plain as a basis of their regioning // Nature of mires and methods of their research. – Leningrad: Nauka, 1967. (In Russian).

## PEAT – UNSTABLE RAW MATERIAL

*Szajdak L.W.*

Institute for Agricultural and Forest Environment, Polish Academy of Sciences, Poznań, Poland,  
szajlech@man.poznan.pl

Peatlands represent some of the most important carbon stores in the world. They contain nearly 30 percent of all carbon on the land, while only covering 3 percent of the area. As one of the largest carbon stores of the world, peat plays a significant function in the regulation of greenhouse gas emissions and global climate. Peat bogs are very important as carbon sinks. Peatlands in several regions revealed actively sequestering carbon. Peat organic matter regulates long-term C storage and nutrient availability to plants and microbes. Peatlands are a source of peat for horticulture, pomology, and floriculture and are also used for forestry and agriculture.

World resources of peat were estimated to be 1.9 trillion tons, of which the Former Soviet Union (FSU) has about 770 billion tons and Canada about 510 billion tons. Domestic deposits of peat occur in all 50 States, with estimated resources of about 310 billion tons or about 16% of the world total (U.S. Geological Survey, Mineral Commodity Summaries, January 1998).

Dispersion or fractional composition of peats are the major index of its colloidal-chemical properties to determine feature of its above-molecular structure. Practically, any mechanical operation on peat production and formation is connected to the dispersion change. However, dispersion of peat in tillage horizon of peat-marshy soils change essentially. This relates to the processes of organic matter mineralization, to wind and aqueous erosion, and also to the impact of crop – technical activities on the ground [7].

Peat represents raw material. The transformation of vegetable matter to peat is a process whose continuation leads to the formation of lignite, coal and anthracite. During peat formation, humification of organic substances takes place. Later steps of diagenesis involve devatering and compaction. Throughout humification the concentration of hydrogen and oxygen continually decreases and the organic matter increases. The variation of peat arise from the variety of plants whose residues contribute to peat formation, and from environmental conditions in which humification takes place. Peatland formation depends not only on climate but also on land geomorphology (except on the coast and in the highest mountain ranges). Peat comprises relatively unstable substances, whose reactivity contributes to its usefulness. Peat is characterized by colloidal behavior and by irreversible loss of wettability, produced by drying. The physiological activity of peats is observed in promotion of growth in some plants [8,10,16].

Peatlands act in the water regulation. It depends on maintaining the integrity of their special hydrology. Peatlands play a function as biogeochemical barriers in environment. It modifies quality and quantity content of the organic and mineral compounds, and impacts the temporal pattern of water delivery to rivers and lakes. Depending on their function within the hydrological and landscape system, many peat lands also provide the water regulation function with considerable direct value to human society. In addition, peatlands located on floodplains can attenuate flood peaks moving downriver thereby providing a degree of natural flood protection to downstream human settlements.

Peat contains a mixture of organic compounds characterized by high molecular weight - humic and fulvic acids and their salts as well as cellulose, lignite, bitumines, peptides, enzymes and fates. Additionally peat includes low molecular organic compounds like amino acids, alkaloids, purine and pyrimidine bases, carbohydrates, vitamins, sugars, phenols, antibiotics, steroids, triterpenoids,  $\beta$ -sitosterol etc. [1,5,14]. These substances establish colloidal behavior of peat and lead to loss of wettability caused by drying [6]. The structure, origin and fate of such molecular configurations are thus clearly linked to the water-retention properties of peat [13].

The transformation of peat organic matter by chemical, biochemical and biological decay leads to the formation of number of chemical substances. During the peat formation the following principal changes of the organic matter are: decrease of the total water content, increase in specific

gravity, increase of compaction, decrease of pore space, increase of the degree of decomposition, colour changes towards dark brown and black as well as increase of the calorific value [4,7,8]. The variations in peat organic matter arise from the variety of plants whose residues impact the peat formation and from the environmental conditions in which humification takes place [9,11].

Understanding the processes and mechanisms of the organic matter in peat is a prerequisite for understanding the availability and cycling in nature of nutrients such as derivatives of nitrogen, carbon, sulfur, and phosphorus. Thus, the studying structure and properties of organic substances of such native products as peat, spropel and brown coal allows revealing essential differences predetermined by their genesis and also permitting to estimate their potential agroecological efficiency and perspective directions of technological processing and use of these valuable organic materials. In this connection the study of changes in the contents of nitrogen forms in native kaustobioliths as well as in technologically treated ones are of great interest.

Knowledge of the ratio between humified and non-humified materials in natural substrates, such as soils, fertilizers can be considered as very important from agronomical and environmental points of view. Addition of humified materials to the soil is equivalent to the addition of stabilized organic carbon. In contrast, due to biological activities, non-humified materials yield humified compounds and metabolic energy. The actual humification degree in soil is depending on the organic materials applied, soil type, and climatic conditions [2]. Environmental and economic concerns have prompted agricultural producers and researchers to look for improved nutrient management strategies. Environmental and human health concerns about nutrient management are focused on nitrogen, which is in excess of crop management and might escape from agroecosystems into ground and surface waters [3]. Agricultural nutrient management thus aims to balance of nutrient inputs with crop demand and to increase the degree of internal nutrient cycling. Management of soils organic matter has emerged as a major strategy to help achieve these goals because of the central role of soils organic matter plays in storing and cycling nutrients [11,12].

Unfortunately, despite these benefits, peatlands around the world have been heavily utilized or degraded. Agricultural use of peatlands and their exploitation lead to the release of carbon. Long-term cultivation and agricultural use of peatlands has led to a number of effects including lowering of the water table, increased aeration, and changes in plant communities. The decline in peat soil moisture content resulting from drainage leads to shrinkage of the peat. Volume change due to shrinkage is the result of several forces acting at micro-scale, and its mechanism and magnitude differ from those in mineral (clay) soils.

Peat soil is drained effectively for practical farming utilizations to be successful and that there is sufficient air space for roots in the soil to allow for gas exchange. The large water retention capacity of peat constitutes a challenge when digging drainage ditches, the drainage capacity of the ditches is not necessarily sufficient to remove enough water from the peat and the drying of the surface soil remains entirely dependent on weather-induced evaporation. The hydraulic conductivity in peat soil may also be slow. The hydraulic conductivity of *Sphagnum* peat is poorer than that of *Carex* peat. Difficulties in drainage are increased when the peat has been degraded and its structure compacted. However, the positive effect of its water retention capacity is that in peat soil there is enough water for the needs of crop plants. Therefore, there may be many times more easily-available water for the plants than can be found in mineral soil.

Drainage in particular results in a sharp change of biotic and abiotic properties and consequent degradation of peat organic matter. In general, this leads to the progressive differentiation of the hydrophobic and total amino acid contents. The sequential changes in physical and hydraulic properties initiated by drainage for agriculture have an important influence on chemical properties. Aeration of the upper peat layers resulting from drainage and agricultural land use triggers the aerobic decomposition process that causes carbon dioxide emissions from the soil. As results of drained and due to a number of factors including oscillation of ground water level, changes of aerobic conditions, different plant communities, root exudes and products of degradation of rest of plant remains, peat-muck soils may undergo a process of secondary transformation.

The melioration of peatlands led to the biotic and abiotic changes, which implicated the degradation of organic matter and organic compounds. Decrease of water table in peatlands characterizes the differentiation of peptides and amino acids from hydrophilic to hydrophobic. Additionally the degradation and conversion of biologically active substances such as phytohormones (indole-3-acetic acid) and phenolic acids is observed. Indole-3-acetic acid belongs to activators of the processes in soils such as seed sprouting and roots growth, but phenolic compounds represent contrary to indole-acetic acid properties. These substances inhibit the physiological processes in soils.

The chemical properties of peat do not provide the best possible conditions for growing of plants. Peat is acidic; therefore the lime needs to be added to the soil. It improves the chemical and physical properties of peats and reduces the risk of phosphorus leaching. However, plants tolerate the acidity of peat soils better than in mineral soils. The detrimental effect of excessive liming is more evident in peat soils. Oats tolerate acidity the best and are therefore the common type of cereal grown in peat soil. A long growth period makes oats susceptible to frost damage, but when used as animal food this is not significant, even if the frost kills the germinative capacity of the seeds.

*Sphagnum* peat is deficient in all nutrients, whereas *Carex* peat is rich in nitrogen. The rate of mineralization of nitrogen in peat can take at the rate of 210-280 kg h<sup>-1</sup> per year, which is four times as much as in mineral soils. Due to the large amounts of nitrogen, peat soils are suitable for the production of green material. Leguminous vegetables do not, however, thrive in nitrogen rich soil. By contrast, weeds with lush growth, such as *Galeopsis* and *Polygonum* species, and couch grass flourish in peat soils, significantly hamper the farming process if they are not controlled. Even though peat soils contain sufficient nitrogen, growth may be disturbed due to the lack of other main nutrients and trace elements.

The characteristics of peat soil do not remain unchanged as it is continually transformed by humification. For various reasons, cultivation accelerates the degradation process. Drainage increases the air space in the soil. Liming and fertilizing increase the nutrient content. Tilling chops up the soil mechanically and mixes in air. All these improve conditions for the decomposer organisms and accelerate the decomposition process. The degradation of peat has an effect on the soil's chemical, physical, biochemical and biological characteristics. The rate of the decomposition greatly depends on the intensity of the farming as well as on the climate conditions. Furthermore peat soils sink physically. The surface level goes down rapidly, especially after damage. Predominantly, the shrinkage is due to compaction of above the ground water level when the mechanical support provided by water disappears. The soil compacts below the ground water level as the soil mass above it increases. Moreover, peat shrinks when it is drying. Peatlands with deep drainage ditches and thick layers of peat will ultimately sink the most.

Limiting cultivation on peat soils is not the way, since stopping all cultivation will not have an impact on reducing environmentally harmful effects. Attempts to reduce these effects include using the peatlands exclusively as grassland

#### *Acknowledgements*

This study was supported by the grants:

- No: N N310 310139 on "The location and function of phytohormone indole-3-acetic acid and the biochemical, physical and chemical properties of peat substrates", supported by the Foundation of the Polish Science.
- 2013/09/B/NZ9/03169 on "Impact of peat type and species of upland mires on the change of enzymatic, chemical and physical properties", supported by the Polish National Sciences Centre.
- "Impact of arctic zone on the chemical and biochemical processes, conversions and transformations in peat layers (Peat – AcroCato)", supported by the FP7 Interact – Transnational Access.

#### REFERENCES

1. Bambalov N., Smychnik T., Maryganova V., Strigutsky V., Dite M. Peculiarities of the chemical composition and the molecular structure of peat humic substances. - Acta Agrophysics. 2000. 26, 149-177.

2. Ciavatta C., Antisari L.V. Sequi P. Humification parameters of organic materials applied to soil. In: Humic Substances in the Aquatic and Terrestrial Environment. (Eds) Bhattacharji S., Friedman M., Neugebauer H.J., Seelacher A. - Springer-Verlag, Berlin. - 1989. pp. 177-185.
3. Daniel T.C., Sharpley A.N., Edwards D.R., Wedepoh L.R., Lenmunyon J.L. Minimizing surface water eutrophication from agriculture by phosphorus management. – J. Water Soil Cons. 1994. 49, 30-38.
4. Gotkiewicz J., Kowalczyk Z. 1977. Zróżnicowanie procesów biologicznych w glebach podstawowych rodzajów siedlisk pobagiennych. – Zesz. Probl. Post. Nauk Roln. 1977. 186, 97-117 (in Polish).
5. Kondo R. Humus composition of peat and plant remains. - Soil Sci. Plant Nutrition. 1976. 20, 17-31
6. Kwak J. C., Ayub A.L., Shepard J. D. The role of colloid science in peat dewatering: principles and dewatering studies. In: Peat and Water Aspects of Water Retention and Dewatering in Peat. (Ed.) Fuchsman S.H. - Elsevier Applied Science Publishers, London- . 1986. pp. 95-118.
7. Lishtvan I.I., Bazin E.T., Gajunow N.I., Terentiew A.A. Physics and chemistry of peat. - Nedra. Moskwa. 1989. pp. 304. (in Russian).
8. Lüttig G. Plants to peat. In: Peat and water. Aspects of water retention and dewatering in peat. (Ed.) Fuchsman C.S. - Elsevier Applied Science Publishers, London - . 1986. pp. 9-19.
9. MacCarthy P., Clapp C.E., Malcolm R.L., Boom P.R. Humic substances in soil and crop sciences: selected readings. - American Society of Agronomy, Madison. 1990. pp. 281.
10. Maciak F., Söchtig H., Flaig W. Composition of amino acids in peat-forming plants and in peats. In Soil Organic Matter Studies. Vol. II. Proceedings of a Symposium Braunschweig, 6-10 September 1976. International Atomic Energy Agency, Vienna. 1977. pp. 343-357.
11. Seiter S., Horwath W.R. Strategies for management soil organic matter to supply plant nutrients. In: Soil Organic Matter in Sustainable Agriculture. (Eds). Magdoff F., R.R., Weil R.R... - CRC Press. 2004. pp. 269-293.
12. Skoropanov S.G., Brezgunov V.S., Okulik N.V. The extended fertility reproduction of peat soils. - Minsk, Nauka and Tekhnika-. 1987. pp. 248. (in Russian).
13. Sokołowska Z., Szajdak L., Matyka-Sarzyńska D. Impact of the degree of secondary transformation on acid–base properties of organic compounds in mucks. - Geoderma. 2005. 127, 80-90.
14. Szajdak L. Chemical properties of peat. In: Ilnicki P. (Ed.). Peat and Peatlands. - Wydawnictwo Akademii Rolniczej im. A. Cieszkowskiego, Poznań -. 2002. pp. 432-450 (in Polish).
15. Szajdak L.W., Szatyłowicz J., Kölli R. Peat and peatlands, physical properties. In: Encyclopedia of Agrophysics. - Encyclopedia of Earth Sciences Series. (Eds) Gliński J., Horabik J., Lipiec J. – Springer -. 2011. pp. 551-555.
16. Van Dijk H. Colloidal chemical properties of humic matter. In: Soil Biochemistry. 2<sup>nd</sup> (Eds) McLaren A.D., Skujins, J. - Marcel Dekker, New York. - 1971. pp. 21- 45.

## PROCESSES IN MELIORATED PEAT SOILS

<sup>1</sup>*Szajdak L.W.*, <sup>2</sup>*Inisheva L.I.*

<sup>1</sup>Institute for Agricultural and Forest Environment,  
Polish Academy of Sciences. Poznań, Poland, szajlech@man.poznan.pl

<sup>2</sup>Tomsk State Pedagogical University. Tomsk, Russia, inisheva@mail.ru  
szajlech@man.poznan.pl, inisheva@mail.ru

The long-term cultivation and agricultural use of peatlands has an impact on their environment such as: decrease of ground water level, changes of aerobic conditions, changes in communities, and root exudates of cultivated plants as well as degradation and mineralization of peat [2,3,4,7,9]. Kalbitz et al., (1999) showed that the land use of peatlands effects on fulvic acids (FAs) properties, which account for the major fraction of dissolved organic matter. The above mentioned authors



suggested that long-term intensive land use (from 50 to above 200 years) resulted in larger proportion of the aromatic structures and a larger degree of polycondensation of FAs [7]. However it is unknown what changes in the units of the structure of FAs they cause. Leinweber et al. (2001) reported that in water -soluble FAs, which are the main component (about 60%) of dissolved organic matter, the proportion of carbohydrates and phenols together with lignin monomers increased with increasing intensity of soil tillage, aeration and peat degradation.

A great number of biochemical and chemical processes in peat require aqueous conditions. The drainage as a result of agricultural use of peatlands results in intensive changes of biotic and abiotic properties, which leads to the degradation of the peat organic matter. Peat organic matter which regulates long-term C storage and the nutrient availability to plants and microbes. The content of moisture, dissolved organic matter (DOM) seems to be closely associated with microbial activity, because this fraction of the organic carbon can be vulnerable to microbial degradation. The quantities of dissolved organic matter are sensitive to land management, especially agricultural use which reduces inputs to the soils organic matter evolution through removal of plant biomass [5,6,9,10]. The mechanism of the degradation DOM depends on the aromaticity and complexity of dissolved organic matter molecules whereas carbohydrates and amino acids increase this process. DOM degradation results also in a relative enrichment of lignin-derived moieties, which affects the thermal behaviour of individual compounds classes and increases thermal stability of residual dissolved organic matter.

A number of countries are characterized by rich deposits of organic resources but at the same time the industrial production of organic fertilizers, organomineral mixtures and potting soils based on organic resources (peat, sapropel, and brown coal) is still not satisfied. Using natural organic fertilizers from raw materials such as peat, sapropel and brown coal during last decades increased. Peat extraction for the production of growing substrates and gardening is a multi – million dollar industry in North America and Europe. For instance, the Netherlands import 150 million euro worth of peat every year as a substrate for horticulture.

Soil organic matter represents an equilibrium system, which plays a major role in supplying nutrients to plants grown thereon. Transformation of fresh organic matter to stable humic compounds effects the cation and anion exchange capacity. It is known, that the macromolecules of complex organic compounds under the influence of enzymes, secreted by microorganisms, are exposed by destruction. The degradation products form the heterocyclic compounds, which interact with certain kinds of microorganisms and produce low and high molecular organic substances such as carbohydrates, and lignin as well as peptides [1,11,12,16].

Among the chemical properties of organic soils, particularly attention is paid on the nitrogen. Variation in nitrogen gives these soils a specific character. Its content is important as any quantitative and qualitative conversions and also transformations in the nitrogen concentrations are distinctly reflected in chemical and indirectly in the physical properties of soil formations that exert a decisive impact on their fertility. From a large number of works on the peat soil nitrogen it appears that the organic nitrogen occurs in forms that are both easily decomposed and resistant to decomposition [1,8,13,15,17].

The cultivation of fens leads to the mineralization and humification of peat. Process such as mineralization of mineral and organic carbon or organic nitrogen (peptides, amino acids, amino sugars, amides, alkaloids, plant hormones) to gases products can be carried out by a variety of microbial species. Due to these managements some evolution of greenhouse gasses CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, NO, N<sub>2</sub>O and N<sub>2</sub> are observed. The evolution of these gases is negative. They are greenhouse gases which cause significant depletion of the Earth's stratospheric ozone layer and contribute to the warming of the Earth's surface. The increase of mineralization processes is accompanied of the biotic system. Many groups of organism inhabiting fens are generally grouped, according to their size and structure, into macrofauna, microfauna, mesofauna and microbiota my contributed significantly to the physical fragmentation of fen and also nutrient cycling. Its dynamics are affected by the rate of mineralization, immobilization, leaching, root exudates and plant uptake. The following biochemical and chemical processes such as degradation, polycondensation,

polymerization and polyaddition of organic substances are responsible for the formation of humic micromolecules, which are characterized by a complex macromolecular structure with aromatic and aliphatic units. They are representing macromolecular polydisperse biphyllic systems including both hydrophobic domains (saturated hydrocarbon chains, aromatic structural units) and hydrophilic functional groups, i.e. having amphiphilic character. Various biochemical and chemical mechanisms are involved in the process of the degradation or cleavage of these macromolecules.

Several physicochemical parameters such as temperature, moisture, the content of oxygen and  $H^+$ , soil density and biochemical activity impact on the conversion of organic matter. This makes the study of organic matter even more important. A conceptual view of biochemical transformation of organic matter in soil concerns the amount of organic matter going through different stages of degradation, from coarse dead plant materials to evolved humified organic matter. Many of the functional groups of organic matter are acidic and deprotonated, resulting in anionic charged matter which facilitates its solubility and ability to complex with metals and biologically active substances. These processes result in quality and quantity changes of physicochemical properties and also to the spatial allocation of mineral post-fer soils. The decrease the rate of mineralization process and inhibit loss of organic matter quantity, which may have an impact on the availability of nutrients for plant growth, limiting the adverse effects associated with their cultivation [9].

Several investigations dealt with the problem of the changes of amphiphilic character humic substances of peat-muck soils. Amphiphilic properties of humic substances are responsible for their solubility, viscosity, filtration, conformation, surfactant-like character, dispersion forces, electrostatic interaction, hydrogen bonding and a variety of physicochemical properties of considerable practical significance. These properties are strongly connected with water holding capacity and are depended on secondary transformation of peat muck soils. In particular, the process of secondary transformation of peat muck soils was significantly linked-up with water holding capacity, surface charge and differentiation of bounded amino acids. The amino acids present in the form of protein, peptides, and heterocycles can be bound to humic substances via hydrogen bonds and/or phenolic products of lignin degradation usually surrounded by protein coats. Therefore, attractive interactions between proteins and amino acids and soils colloids are those (dispersion forces, electrostatic interactions, hydrogen bonding and hydrophobic interaction) of proteins and amino acids with organic colloids. Different kinds of functional groups have been identified in natural organic matter, including carboxylic, phenolic and hydroxyl groups. Nitrogen- and sulphur-containing functional groups, such as amino, amide, imines, sulfamino, thiol, sulphinic and sulphonic acid groups may also be present in smaller quantities. Functional groups of humic substances play a significant key in the adsorption of water molecules. Therefore, the values of monolayer (or specific surface area) may provide information about these functional groups.

The relative amphiphilic character of organic colloids of humic substances can be important in modifying the structure of water films and in affecting the interactions of microorganisms with organic colloids. Hydrophilic or hydrophobic regions, which are the result of the presence in the organic matter of lipids, waxes, amines, amino sugars, sugars, polysaccharides, amides, amino acids, aromatic structural units and other moieties, can interact with amphiphilic regions of the microbial surface or may render inorganic particles, such as clay minerals, hydrophobic centers when complexes between these inorganic and organic components are formed. The stabilization and degradation of soil structure depends on biological activity. In response to the formation of soil structure, pores of different size are created and they can reveal different functions. Macropores (diameter  $>2 \times 10^{-5} m$ ) are responsible for drainage and aeration of soils and are characterized by the presence of roots, and live meso- and macrofauna. However, mesopores ( $1 \times 10^{-7} - 2 \times 10^{-5} m$ ) contain the available plant water, bacteria, fungi, and root hairs and micropores ( $<1 \times 10^{-7} m$ ) for the adsorbed and intercrystalline water. Finally all these in-depth processes and parameters as soon as properties are focused on load of shrinkage and swelling behavior of peat soils.

The analysis of a peat ecosystems provide a case study in which the balance between production and decomposition of organic matter is the product of a series of past and present environmental factors, particularly geology, climate and topography. Slight variations in time and

space in one or other of these factors have resulted in a mosaic of blanket peat with *Calluna*, *Eriophorum* and *Sphagnum* interspersed with grassland swards on a variety of mineral soils. Waterlogging plus the lower temperatures reduced the rate of decomposition and caused an increased accumulation of organic matter which gradually incorporated the remains of the birch woodland. The organic matter accumulation increased the water-holding capacity and acidity of the soil, and with the cool wet climate, bog vegetation of *Calluna*, *Eriophorum* and *Sphagnum* developed. The litter from these species has an intrinsically low rate of decomposition (i.e. low resource quality) and thus contributed to the accumulation of peat to its depth which varies from 0.5 to 4 m. Some peat accumulation probably occurred on the scarp but was unstable because of the slope and has mainly been lost through erosion.

The processes of decomposition and the decomposer populations have influenced, and been influenced by, the developing soil conditions. Analysis of the prevailing state emphasize the processes the interaction of resources quality and physical environment in determining processes and populations within the same general climatic regime. On the blanket bog, primary production is  $660 \pm 53 \text{ m}^2 \text{ yr}^{-1}$  from a standing crop of  $1500\text{-}2500 \text{ g m}^{-2}$ , about half of which is above grounds. The dwarf shrub *Calluna vulgaris* produces about  $120 \text{ g m}^{-2}$  of green shoots and about  $200 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$  of woody tissues about half of which is in the form of below ground stems in the 10 cm of the peat. Less than 5% of the shoot production is eaten by grouse and the remainder falls to the bog surface as litter. On death, the stems of *Calluna* remain standing of canopy for the number of years. Tussocks of *Eriophorum vaginatum* produce about  $130 \text{ m}^2 \text{ yr}^{-1}$  distributed among leaves, leaf and stem bases, rhizomes and roots, some of which penetrate to 50 cm in the peat. *Sphagnum* production varies from  $45 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$  on the drier parts of the bog to  $300 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$  in pool-lawn-hummock complexes. With its characteristic apical growth *Sphagnum* dies its base and the stems and leaves enter the decomposition subsystem 5-10 cm below the surface of the sward. Production of herbs such as *Narthecium ossifragum* and *Rubus chamemorus* is usually less than  $10 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ .

The two regulating variables then act in the following ways:

A/ The organic matter for decomposition varies from *Calluna* with low nutrient (0.5% N, 0.04% K) and high holocellulose (50-70%) and lignin (30-50%) concentrations, to leaves of *Rubus* with high concentrations of nutrients (1.3% N, 0.07 P, 0.09% K), low holocellulose (34%) and lignin (6%). The leaves of *Rubus* however have a high concentration of soluble tannins (27%).

B/ The range of resources is deposited by plants in a variety of microhabitants which, because of shading and wetness, show marked differences in microclimate as indicated by seasonal pattern of maximum and minimum temperatures. Temperatures in the *Eriophorum* litter are often  $10^\circ\text{C}$  higher than those in *Calluna* litter but although this associated with higher evaporation. Even in the wet climate the decomposition in the litter is occasionally retarded by low moisture, for example about 20% of *Rubus* leaf samples collected from the field had moisture levels which were suboptimal for respiration.

The rates of weight loss of the main surface litter, measured in litter-bags over 6-10 years, approximate to annual constant fraction losses of between 0.05 for *Calluna* stems and 0.19 for *Rubus chamemorus* leaves. Measurement of litter respiration shows that the rate of catabolism is directly related to weight loss. The rate of respiration however declines as the litter ages as a result of decomposition of the more readily decomposable fraction and an increasing proportion of resistant compounds [14].

The older litter is overlain by new litter production and moves down the peat profile, at about  $0.5 \text{ cm yr}^{-1}$ , entering an increasingly waterlogged environment. The below ground parts of the plants, particularly the roots of *Eriophorum*, are also deposited in waterlogged conditions. The slow rate of oxygen uptake by microbial respiration, results in an increasingly anaerobic environment with depth. The redox potential ( $E_{\text{h}_4}$ ) declines from about  $-100 \text{ mV}$  in the surface litter to a peak of about  $-400 \text{ mV}$  at 10-20 cm, the depth at which the water table frequently occurs. Samples of litter and pure cellulose placed at different depths within the peat profile show a decline in rate of decomposition with depth, relative to the rate at the surface, loss rates declining by  $3\text{-}5\% \text{ cm}^{-1}$  (Inisheva 2009).

The low initial rates of decomposition relate to the low quality of the resource. Even when corrected for a decline in rate with ageing, the loss rates, given current inputs primary production, cannot account for the observed peat accumulation of about 100 kg m<sup>-2</sup>.

It is only when the retarding of decay rate through waterlogging and the development of the anaerobic conditions at below the water table is simulated that calculations of the current peat profile characteristics approximate to observed values. The overall decay rate in the aerobic zone' (0-20 cm) is of the order of 0.02-0.04 g g<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> but below the water table it is of the order of 1 x 10<sup>-3</sup> to 1 x 10<sup>-8</sup> g g<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>.

Feedback mechanism regulating primary production and decomposition processes can be identified in this system; the products of anaerobic decomposition increase acidity and thereby retard decomposition and nutrient mobilization; the increasing accumulation of peat restricts access to mineral soil by plant roots and limits nutrient availability to the component recycled from decomposition or entering the system in rain. As a result the plants tend to conserve nutrients by perennial growth and the concentration of elements in the litter is low. The distribution of the glacial boulder clay initiated the inexorable chain of events in which waterlogging plays a key role in determining the rate of decomposition and thence the pattern of vegetation.

The high loss rate on the peat bog is a result of the higher nutrient concentration and the lower proportion of high molecular organic compounds in the organic matter plus the aerobic soil conditions with pH about 5.0. The difference in resource and soil conditions results not only in greater herbivory and decomposition rate but in greater soil fauna diversity and productivity compared to the bog. Lumbricid populations make a major contribution to the faunal standing crop of about 23 g m<sup>-2</sup> with a production of about 12 g m<sup>-3</sup> yr<sup>-1</sup> compared to a standing crop and production of less than 1 g m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup> on the bog where enchytraeids and tipulid larvae predominate.

#### *Acknowledgements*

This study was supported by the grants:

- No: N N310 310139 on "The location and function of phytohormone indole-3-acetic acid and the biochemical, physical and chemical properties of peat substrates", supported by the Foundation of the Polish Science.
- 2013/09/B/NZ9/03169 on "Impact of peat type and species of upland mires on the change of enzymatic, chemical and physical properties", supported by the Polish National Sciences Centre.
- "Impact of arctic zone on the chemical and biochemical processes, conversions and transformations in peat layers (Peat – AcroCato)", supported by the FP7 Interact – Transnational Access.

#### REFERENCES

1. Bambalov N., Smychnik T., Maryganova V., Strigutsky V., Dite M. Peculiarities of the chemical composition and the molecular structure of peat humic substances. - *Acta Agrophysics*. 2000. 6, 149-177.
2. Borys, M. Agricultural use of Peatland. In: *Peat and Peatlands*. (Ed) Ilnicki, P. - Wydawnictwo Akademii Rolniczej im. A. Cieszkowskiego, Poznań. 2002. pp. 263-273 (in Polish).
3. Grootjans A.P., Schipper P.C., van der Windt, H.J. Influence of drainage on N-mineralization and vegetation response in wet meadows. II. *Cirsio-Molinietum* stands. - *Oecology of Plant*. 1986. 7(21), 3-14.
4. Grootjans A.P., Schipper P.C., van der Windt H.J. Influence of drainage on N-mineralization and vegetation response in wet meadows. I. *Calthion palustris* stands. - *Oecology of Plant*. 1985. 6(20), 403-417.
5. Inisheva L.I. *Болотоведение (Peat Science, Peatland Science)*. - Tomsk State University, Tomsk. 2009. pp. 210 (in Russian).
6. Inisheva L.I., Zemtsov A.A., Novikov S.M. Natural conditions, structure and functioning. - Tomsk State Pedagogical University. Tomsk. 2011. pp. 158.
7. Kalbitz K., Geyer W., Geyer S. Spectroscopic properties of dissolved humic substances – a reflection of land use history in a fen area. - *Biogeochemistry*. 1999. 47, 219-238.

8. Leinweber P., Schulten H-R., Kalbitz K., Meissen R., Jancke H. Fulvic acid composition in degraded fenlands. – J. Plant Nutrition Soil Sci. 2001. 164, 371-379.
9. Lishtvan I.I., Bazin E.T., Gajunow N.I., Terentiew A.A. Physics and chemistry of peat. - Nedra. Moskwa -. 1989. pp. 304. (in Russian).
8. Maciak F., Söchtig H., Flaig W. Composition of amino acids in peat-forming plants and in peats. In Soil Organic Matter Studies. Vol. II. Proceedings of a Symposium Braunschweig, 6-10 September 1976. - International Atomic Energy Agency, Vienna -. 1977. pp. 343-357.
9. Marscher B., Bredov A. Temperature effects on release and ecologically relevant properties of dissolved organic carbon in sterilized and biologically active soil samples. - Soil Biol. Biochem. 2002. 34, 459-466.
10. Marscher B., Noble A.D. Chemical and biological processes leading to the neutralization of acidity in soil incubated with litter materials. - Soil Biol. Biochem. 2000. 32, 805-813.
11. Nieder R., Benbi D.K., Isermann K. 2003. Soil organic matter. In: Handbook of Processes and Modeling in the Soil-Plant System. (Eds). Bendi D.K., R. Nieder R. - Food Products Press, The Haworth Reference Press Imprints of the Haworth Press, Inc. New York – 2003. pp. 345-408.
12. Schnitzer M., Khan S.U. Soil organic matter. - Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam -. 1978. pp. 261-262.
13. Sławiński C., Sokołowska Z., Walczak R. Effects of secondary transformation of peat-moorsh soils on their physical properties. - Acta Agrophysics. 2000. 26, 85-93.
14. Swift M.J., Heal O.W., Anderson J.M. Decomposition in terrestrial ecosystems. - Blackwell Scientific Publications. Oxford -. 1979. pp. 372.
15. Szajdak L., Sokolov G. Impact of different fertilizers on the bound amino acids content in soils. – Int. Peat J. 1997. 7, 29-32.
16. Szajdak, L. 2002. Chemical properties of peat. In: Peat and Peatlands. (Ed.) Ilnicki P. - Wydawnictwo Akademii Rolniczej im. A. Cieszkowskiego, Poznań- . 2002. 432-450 (in Polish).
17. Szajdak L.W., Szatyłowicz J., Kölli R. Peat and peatlands, physical properties. In: Encyclopedia of Agrophysics. - Encyclopedia of Earth Sciences Series. (Eds) Gliński J., Horabik J., Lipiec J. – Springer -. 2011. pp. 551-555.

## **IMPACT OF PEATLAND BIOGEOCHEMICAL BARRIER ON THE PROCESSES OF GROUND WATER PURIFICATION**

*Szajdak L.W., Szczepański M.*

Institute for Agricultural and Forest Environment, Polish Academy of Sciences, Poznań, Poland,  
[szajlech@man.poznan.pl](mailto:szajlech@man.poznan.pl), [mszczepanski@tlen.pl](mailto:mszczepanski@tlen.pl)

### Introduction

Recent interest in utilizing land as a terminal place for waste disposal has focused considerable attention on the potential nonpoint source contributions from such land application sites. Wastes of animal, municipal, industrial, or agricultural origin are applied on the land with an objective of either supplying plant nutrients to the growing crop at recommended rates, or at higher rates for disposal purposes. Contamination of water by nonpoint source inputs is not a recent phenomenon, but the effects has been more noticeable due to an increase in the system of regulations, public and research awareness of this source of pollution. More recently, the impact of nitrogen, phosphorus, oxygen demand, microbial species, and other materials on nonpoint source pollution has gained more attention. This attention coincides with the success in reducing point source inputs into receiving waters, resulting in placing a greater emphasis on evaluation and control of nonpoint sources. The control of nonpoint sources requires additional information on the phenomena.

Natural, compatible structures which are partly in control of matter cycles in an agricultural landscape are of great importance for the enhancement of a countryside resistant to degradation.

Various plant cover structures like peatlands, grasslands, stretches of meadows, hedges, shelterbelts, riparian vegetation strips are of special interest. But the most important fact, that biogeochemical barriers decrease nonpoint pollution. Peatlands belong to a group of stable elements in the landscape, which regulate water regime in soils, restrain soil erosion, improve microclimate for agricultural production, and create refuge sites for wildlife. Peatlands show substantial ability to limit the spread of chemical elements among the ecosystems in an agricultural landscape [3, 5, 14]. Mechanisms responsible for these processes are still elusive, but are generally assumed to be important: plant uptake and ion exchange capacities. A better understanding of the impact of low moor peatland on the decrease in the quantities of chemical compounds in ground water should increase our ability to improve the quality of ground water.

The aim of this study was to investigate the influence of peatland located in agricultural landscape on the transformation of inorganic and organic forms of nitrogen in soil and ground water in order to understand their role as biogeochemical barriers.

#### Material and methods

The research site was a transect of peatland 4.5 km long located in the Gen. Dezydery Chłapowski Agroecological Landscape Park in Turew (40 kilometers South-West of Poznań, West Polish Lowland) (Fig. 1). The investigated four chosen points marked as Zbęchy, Bridge, Shelterbelt and Hirudo were located along to Wyskoć ditch.

Soil samples were collected once a month from the close to establish wells, from surface layer on investigated peatland, during the period of intensive plant growth in 10 replicates. These 10 sub-samples were mixed thoroughly to prepare a composite mixture. Plant materials and other debris were removed by hand from the samples and soil was sieved through a 5 mm mesh sieve. One part of soil material was air-dried and crushed to pass through a 1 mm mesh sieve the second part were stored at -20°C until analyzed. All chemicals used in this study were of analytical grade of purity.

Soil pH was measured in 1N KCl from air dried soil samples using a 1:2.5 v/v soil solution suspension. The total organic carbon (TOC) was analyzed on Total Organic Carbon Analyzer (TOC 5050A) with Solid Sample Module (SSM-5000A) produced by Shimadzu (Japan). Hot water extractable dissolved organic carbon (DOC) was evaluated on TOC 5050A equipment produced by Shimadzu (Japan) [11]. Total nitrogen was estimated by the Kjeldahl method.

Ground water samples were collected once a month from the establish wells, on investigated peatland, during the period of intensive plant grow. The pH potentiometrically and total nitrogen by the Kjeldahl method were estimated. Ammonium ions were assayed on ion chromatograph Waters 1515 (USA) equipped with a 1515 Isocratic HPLC pump, conductivity detector Waters 432, a rotary valve fitted with 20 µL sample loop and column PRP-X200 (150 x 4.1 mm I.D.) from Hamilton, protected with a guard column of the same material (25 x 2.3 mm I.D.) [12]. Nitrate ions were measured on ion chromatograph HIC-6A Shimadzu (Japan) equipped with a LP-6A isocratic HPLC pump, conductivity detector CDD-6A, a rotary valve fitted with 20 µL sample loop and column PRP-X100 (150 x 4.1 mm I.D.) from Hamilton, protected with a guard column of the same material (25 x 2.3 mm I.D.) [12]. Dissolved organic carbon (DOC) was evaluated on TOC 5050A equipment produced by Shimadzu (Japan) similar to DOC of soil samples.

Peatlands are areas which share ecosystem properties with both terrestrial and aquatic systems. Aquifers are vulnerable to contamination by agricultural, residential, and industrial pollutants. Sources of ground water contamination are numerous and include among many others agricultural activities, accidental spills, landfills, storage tanks and pipelines. Agriculture-related activities are well-known for causing nonpoint sources pollution in small to large watersheds especially due to fertilizers and various substances found in pesticides [10].

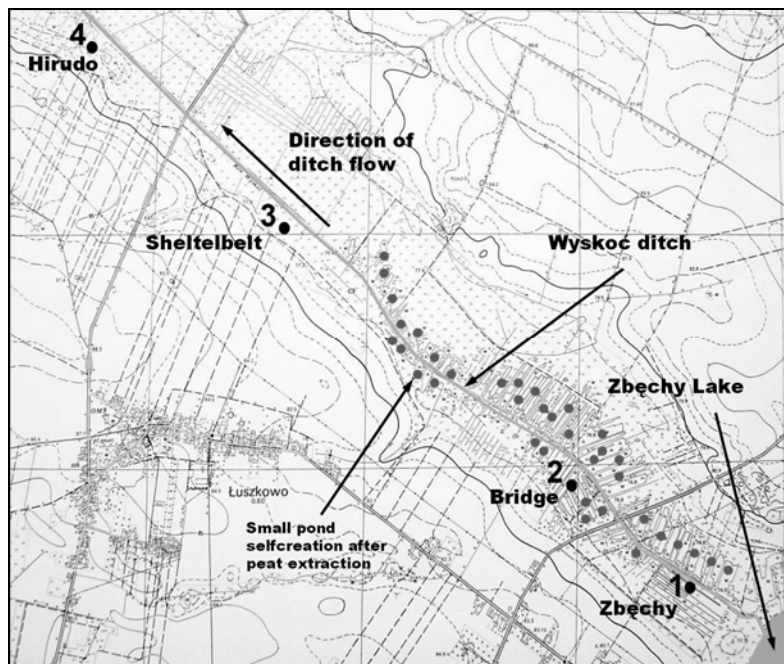


Figure 1. The map of the investigated peatland

### Results and discussion

Our earlier investigations shown that organic soils of the transect represent a different stage of moorshification [13]. Zbęchy located at the beginning of peatland is characterized by weak moorshified soil. The farther the soils were located from the edge the more were they moorshified. The most moorshified is the soil of Shelterbelt, representing peaty and humic moorsh. All the soils represented from slightly acidic (No 2 and 4) to neutral properties (No 1 and 3). In peat moorsh soils the values of pH's ranged from 5.82 to 7.56 (Table 1) [14]. The highest pH was measured in peat from Shelterbelt while the lowest in Hirudo.

Dissolved organic matter may contribute significantly to the cycling of soil nutrients. It can play the role of a substrate for microbial growth, but its production is also partly mediated by microbes. This fraction is responsible for the microbiological activity [9, 8, 11]. The influence of water content and moist conditions on soil organic matter behavior was noted by several authors [6, 1]. Gödde et al. [4] reported an impact of moistening intervals on the release of C from the organic layer. Some authors have suggested that soil organic matter and dissolved organic matter should be described by their colloidal and gel properties, which are caused by their interaction with water [7, 2].

Swelling and shrinking, a high water uptake capacity, and hysteresis during water uptake and release are typical gel properties, which can be also found in soil organic matter. It is possible that diffusion in a gel phase is slower than in the liquid phase. Thus many reactions, in which soil organic matter participated, should be diffusion-controlled, with the diffusion control taking place in the gel phase. Electrolyte and moisture conditions are expected to influence the rigidity of the gel phase [15]. The data published by Voyutsky indicate that diffusion in the gel phase has an influence on the rate of dissolution of soil organic matter components and dissolved organic matter release from soil organic matter.

The concentrations of TOC ranged from 14.67% to 36.37% in peat – moorsh soils. The highest yearly mean content of TOC was determined in Bridge and equaled 33.25% while the smallest, being 22.54%, was noted in Zbęchy. The concentration of DOC ranged from 0.22 to 0.56%. On the other hand, the smallest yearly mean content of DOC was found in Zbęchy and was equal to 0.37%. The highest concentration of DOC was found in Shelterbelt and equaled 0.49%.

Yearly mean content of N-total ranged from 2.01 to 2.19%. The highest content of N-total was observed in Hirudo and was connected to the high concentration of low content of TOC. The ratios C/N ranged from 11.92 to 16.25. The highest ratio of C/N was associated with the highest content

of TOC and with the high concentration of DOC and N-total. The increase of C/N ratios was connected to the degree of the secondary transformed peat moorsh soils [13].

Table 1. Contents of chemical compounds in peat-moorsh soils

place of sampling	type of soil	pH in 1M KCl	TOC [%]	DOC [%]	N-total [%]	C/N
Zbęchy	peat-moorsh	<i>6.22-6.97</i>	<b>22.54</b> <i>16.73-32.12</i>	<b>0.37</b> <i>0.22-0.51</i>	<b>2.01</b> <i>1.64-2.62</i>	<b>12.33</b> <i>8.81-19.57</i>
Bridge	peat-moorsh	<i>6.00-6.46</i>	<b>33.25</b> <i>30.18-36.37</i>	<b>0.43</b> <i>0.31-0.49</i>	<b>2.14</b> <i>1.54-2.82</i>	<b>16.25</b> <i>12.88-21.35</i>
Shelterbelt	peat-moorsh	<i>7.05-7.56</i>	<b>30.23</b> <i>27.53-33.23</i>	<b>0.49</b> <i>0.42-0.56</i>	<b>2.01</b> <i>1.55-2.62</i>	<b>14.37</b> <i>9.70-20.32</i>
Hirudo	peat-moorsh	<i>5.82-6.41</i>	<b>26.47</b> <i>14.67-35.9</i>	<b>0.40</b> <i>0.33-0.48</i>	<b>2.19</b> <i>1.55-2.54</i>	<b>11.92</b> <i>6.58-14.14</i>

TOC - total organic carbon in dry mass, DOC - dissolved organic carbon, bold - mean value, italic - range, pH's values of ground water from the wells created especially for this investigation ranged from 6.40 to 7.52 (Table 2). High values of pH were observed in Hirudo while small in Zbęchy. The farther the soils were located from the edge of peatland the lower was the content of N-NO<sub>3</sub>. The highest yearly mean content of N-NO<sub>3</sub> was measured at the beginning of the transect (0.52 mg l<sup>-1</sup>) and the lowest was determined in Hirudo which is located at the end of the transect (0.32 mg l<sup>-1</sup>). The decrease in N-NO<sub>3</sub> in the transect of peatland equaled 38% (Table 2).

The changes of N-NH<sub>4</sub> concentrations were similar to those of N-NO<sub>3</sub>. The farther the soils were located from the edge of peatland the lower was the content of N-NH<sub>4</sub>. The decrease in N-NH<sub>4</sub> equaled 38% throughout the entire peatland (Table 2).

In addition, the decrease in the concentration of N-total was noted. The highest content of N-total was determined in Zbęchy and equaled 11.39 mg l<sup>-1</sup>. The farther the soils were located from the edge of peatland the lower was the content of N-total. Along 4.5 km - long peatland the decrease in the N-total equaled 25% (Figure 2) (Table 2).

The farther the soils were located from the edge of peatland the lower was the content of N-org. The decrease in organic compounds having nitrogen in their structures equaled 10%.

In addition, the content of two forms of carbon decreased with an increase of the length of the transect. These forms represent organic compounds, which may be worldwide available for plant and microorganisms. During the entire vegetation season DTC concentration ranged from 108.1 to 189.5 mg l<sup>-1</sup>. Yearly mean content of DTC was the highest in Zbęchy and the lowest in Hirudo and amounted to 169.73 mg l<sup>-1</sup> and 113.53 mg l<sup>-1</sup>, respectively. The decrease in the DTC amounted to 33% (Table 2). The amount of DTC decreased along with the growing distance to the peatland.

Table 2. Contents of chemical compounds in the peatland ground water

Place of sampling	pH	N-total [mg l <sup>-1</sup> ]	N-NO <sub>3</sub> [mg l <sup>-1</sup> ]	N-NH <sub>4</sub> [mg l <sup>-1</sup> ]	N-org [mg l <sup>-1</sup> ]	DTC [mg l <sup>-1</sup> ]	DOC [mg l <sup>-1</sup> ]
Zbęchy	<i>6.51-7.06</i>	<b>11.39</b> <i>8.40-14.56</i>	<b>0.52</b> <i>0.50-0.55</i>	<b>5.76</b> <i>5.60-5.88</i>	<b>5.60</b> <i>2.80-8.68</i>	<b>169.73</b> <i>159.00-183.50</i>	<b>82.75</b> <i>81.25-84.59</i>
Bridge	<i>6.78-7.52</i>	<b>11.01</b> <i>8.96-13.44</i>	<b>0.44</b> <i>0.30-0.63</i>	<b>6.25</b> <i>5.88-6.16</i>	<b>4.76</b> <i>3.08-6.72</i>	<b>178.43</b> <i>171.00-189.50</i>	<b>64.90</b> <i>60.70-68.50</i>
Shelterbelt	<i>6.40-7.46</i>	<b>10.08</b> <i>8.96-11.76</i>	<b>0.46</b> <i>0.35-0.64</i>	<b>3.74</b> <i>3.36-4.48</i>	<b>7.34</b> <i>4.48-11.37</i>	<b>137.47</b> <i>135.70-139.70</i>	<b>32.97</b> <i>31.00-36.00</i>
Hirudo	<i>6.98-7.44</i>	<b>8.59</b> <i>7.00-10.08</i>	<b>0.32</b> <i>0.25-0.35</i>	<b>3.55</b> <i>1.68-7.28</i>	<b>5.04</b> <i>2.80-7.00</i>	<b>113.53</b> <i>108.10-121.90</i>	<b>35.17</b> <i>30.14-38.09</i>
(-)decrease		<b>-25%</b>	<b>-38%</b>	<b>-38%</b>	<b>-10%</b>	<b>-33%</b>	<b>-57%</b>

DTC-dissolved total carbon, DOC-dissolved organic carbon, bold – mean, italic – range



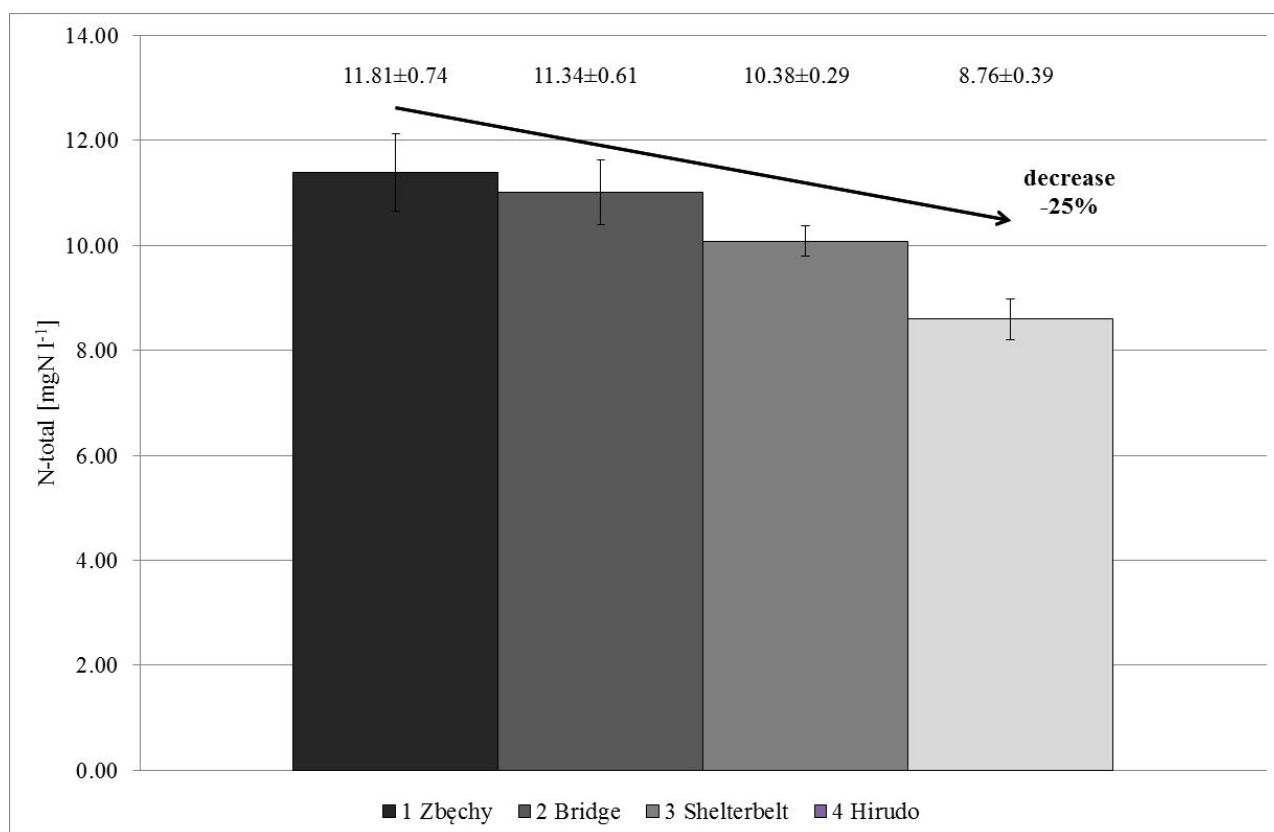


Figure 2. Mean values of the total nitrogen contents (mgN l<sup>-1</sup>) in ground water

Ultimately, similar changes like DTC were noted in DOC in ground water from the special wells dug for the investigation. The highest content of DOC was observed at the beginning of the transect and equaled 82.75 mg l<sup>-1</sup>. These results suggest that the lowest content of DOC was determined in ground water sampled from Hirudo which equaled 113.53 mg l<sup>-1</sup>. The decrease of DOC equaled 57% (Table 2). The farther from the peatland, the lower was the amount of DOC.

#### Conclusions

Peatland located on the secondary transformed peat moorsh soils acts in the direction of lowering nitrogen and carbon compounds in ground water.

Peatland decreases the concentration of the following compounds in ground water: nitrates 38%, N-organic 10%, N-total 25%, ammonium 38%, dissolved total carbon 33% and dissolved organic carbon 57%.

#### Acknowledgements

This study was supported by the grants:

- No: N N310 310139 on “The location and function of phytohormone indole-3-acetic acid and the biochemical, physical and chemical properties of peat substrates”, supported by the Foundation of the Polish Science.
- 2013/09/B/NZ9/03169 on “Impact of peat type and species of upland mires on the change of enzymatic, chemical and physical properties”, supported by the Polish National Sciences Centre.
- “Impact of arctic zone on the chemical and biochemical processes, conversions and transformations in peat layers (Peat – AcroCato)”, supported by the FP7 Interact – Transnational Access.

#### BIBLIOGRAPHY

1. Altfelder S., Streck T., Richter J. Effect of air-drying on sorption kinetics of the herbicide chlortoluron in soil. – J. Environ. Qual., 1999. 28, 1154-1161.
2. Benedetti M.F., van Riemsdijk E.H., Koopal L.K. Humic substances considered as a heterogeneous Donnan gel phase. – Environ. Sci. Technol., 1996. 30, 1805-1813.

3. Fuchsman C.H. The peat-water problem: reflection, perspective, recommendations. In: Soil Biochemistry II. (Eds) A.D. McLaren, J. Skujins. – Marcel Dekker – New York, 1986. 331-360.
4. Gödde M., David M.B., Christ M.J., Kaupenjohann M., Vance G. Carbon mobilization from the forest floor under red spruce in the Northeastern U.S.A. – Soil Biol. Biochem., 1996. 28(9), 1181-1189.
5. Ilnicki P. Peatlands and Peat. – Wydawnictwo Akademii Rolniczej im. A. Cieszkowskiego – Poznań, 2002. 606 p. (in Polish).
6. Lyon W.G., Rhodes D.E. Molecular size exclusion by soil organic materials estimated from their swelling in organic solvents. – Environ. Toxicol. Chem., 1993. 12, 1405-1412.
7. Pignatello J.J. Sorption dynamics of organic compounds in soils and sediments. Reaction and movement of organic chemicals in soils. – SSSA Special Publication, 1989. 22, 46-80.
8. Puget P., Angers D.A., Chenu C. Nature of carbohydrates associated with water-stable aggregates of two cultivated soils. – Soil Biol. Biochem., 1999. 31, 55-63.
9. Qualls R.G., Haines B.L. Fluxes of dissolved organic nutrients and humic substances in a deciduous forest. – Ecology, 1991. 72/1, 254-266.
10. Reddy K.R. Land areas receiving organic wastes: transformations and transport in relation to nonpoint source pollution. In: Environmental impact of nonpoint source pollution. (Eds) M.R. Overcash, J.M. Davidson. – 1980. 243-274.
11. Smolander A., Kitunen V. Soil microbial activities and characteristics of dissolved organic C and N in relation to tree species. – Soil Biol. Biochem., 2002. 34, 651-660.
12. Szajdak L.W., Gaca W. The influence of nitrogen on denitrification processes in soil under shelterbelt and adjoining cultivated field. In: Physical, Chemical and Biological Processes in Soils. (Eds) L.W. Szajdak and A.K. Karabanov. – PRODRUK – Poznań, 2010. 475-492.
13. Szajdak L., Szczepański M. Impact of secondary transformation on physicochemical properties of humic substances from organic soils of Dezydery Chłapowski Agroecological Landscape Park. In: Physical and Chemical Properties of Organic Soils (Eds). T. Brandyk, L. Szajdak, J. Szatyłowicz. – SGGW – Warszawa, 2006. 57-64 (in Polish).
14. Szajdak L. Chemical properties of peat. In: Peatlands and Peat. (Ed) P. Ilnicki – Wydawnictwo Akademii Rolniczej im. A. Cieszkowskiego – Poznań, 2002. 432-450 (in Polish).
15. Voyutsky S. Colloid Chemistry. – MIR Publishers – Moscow, 1978. 497 p. (in Russian).

### **ОЗЕРА НАЦИОНАЛЬНОГО ПАРКА «МЕЩЕРСКИЙ»<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>*Ахметьева Н.П.,* <sup>1</sup>*Беляев А.Ю.,* <sup>1</sup>*Кричевец Г.Н.,* <sup>2</sup>*Михайлова А.В.*

<sup>1</sup> Институт водных проблем РАН, г. Москва

<sup>2</sup> Институт геохимии и аналитической химии имени В.И. Вернадского РАН, г. Москва  
nakhmeteva@rambler.ru

Национальный парк "Мещерский" (Рязанская область) входит в список 35 водно-болотных угодий России, утвержденных Рамсарской конвенцией. Здесь обитают птицы, занесенные в Красную книгу Российской Федерации – черный аист, беркут, гагара, осоед, глухарь. В чистых водоемах встречается редкое растение – водяной орех. В долине рек Пры и Оки среди болот расположены уникальные глубокие озера, которые были объектом наших полевых исследований летом 2013 г. Нами обследованы следующие озера:

Озеро Белое (деревня Дубасово) расположено в 4 км к северу от впадения р. Ялмы в р. Пра. Его площадь около 40 га, глубина до 40 м. Озеро имеет воронкообразную форму, берега в большей своей части песчаные, дно также песчаное. Вода прозрачная, чистая, в озере водится щука, окунь, карп, имеются раки. В июле 2013 г. с середины озера была отобрана

---

<sup>1</sup> Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (проект 14-05-00555).

проба воды на химический анализ. Были определены микрокомпоненты: Al 0.074, B 0.047, Ba 0.01, Co 0.002, Cu 0.003, K 2.32, Mn 0.002, Na 1.96, Ni 0.003, S 2.56, Sr 0.142, Zn 0.001 (величины выражены в мг/дм<sup>3</sup>).

Общий химический анализ воды всех озер приведен в таблице.

*Таблица. Общий химический анализ воды исследованных озер Национального парка "Межерский" (Рязанская область)*

Место отбора пробы	Eh	pH	Цв	ПО	SO <sub>4</sub>	Cl	HCO <sub>3</sub>	Ca+Mg	Ca	Fe <sub>общ</sub>	PO <sub>4</sub>	P <sub>общ</sub>	NH <sub>4</sub>	NO <sub>3</sub>	NO <sub>2</sub>
оз. Селезневское, h = 13 м	-72	6.4	140	29	20.2	3.5	24.4	0.9	0.26	0.67	0.39	0.76	2.39	2.93	0.013
оз. Селезневское, с поверхности	246	6.5	135	29.8	19.6	4.8	18.3	0.5	0.22	0.34	0.07	0.23	1.43	3	0.016
оз. Белое, h = 34м	155	7.3	10	4.3	14.9	15.2	61	1.1	0.82	0.13	0.88	0.2	0.84	0.75	0.004
оз. Белое, на середине с поверхности	151	7.6	10	4.5	15.8	13	54.9	0.95	0.6	0.08	0.06	0.21	0.14	0.32	0.004
оз. Озерье	158	7.8	10	6	4.5	3.5	33.6	0.55	0.34	0.11	0.06	0.18	0.38	0.54	0.006
оз. Белое, д. Дубасово	-	6.8	15	4	22	4	12.2	0.48	0.24	0.06	0.02	0.21	0.45	0.36	-

Пояснения к таблице:

Химический анализ выполнен в отделе охраны водной среды (Иваньковская научно-исследовательская станция ИВП РАН) в компетентной лаборатории по аттестованным МВИ.

Концентрации анионов (SO<sub>4</sub>, Cl, HCO<sub>3</sub>, PO<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>), общего фосфора, катионов (Fe<sub>общ</sub>, Ca, NH<sub>4</sub>) даны в мг/дм<sup>3</sup>.

Цв – цветность анализируемой пробы воды, градусы цветности;

ПО – перманганатная окисляемость, мг О/ дм<sup>3</sup>;

Eh – окислительно-восстановительный потенциал воды, мВ;

pH – водородный показатель;

Ca+Mg – жесткость воды, выражена в мг-экв/л.

Озеро Белое (д. Белое) расположено в 22 км севернее гор. Спас-Клепики. Озеро очень живописно. Его площадь составляет 33.4 га, глубина по замерам 1994 г. – до 50.2 м. Вода прозрачная, чистая. Местное население использует воду для питья. Со дна озера бьют родники. Температура воды на поверхности озера составляла на 3 сентября 2013 г. – 19 град. С, pH – 7.6; Eh +89 mV; а на глубине 34 м - 12 град. С, pH 7.3, Eh +155 mV. Были отобраны пробы воды с середины озера с поверхности и с глубины 34 м. Содержание микрокомпонентов (мг/ дм<sup>3</sup>) в воде следующее: (с глубины 34 м) – Al 0.034, B 0.0182, Ba 0.0176, Co <0.0001, Cu не обнаружен, K 4.94, Mn 0.006, Na 4.71, Ni не обнаружен, S 2.55, Sr 0.113, Zn 0.011.

Озеро Селезневское (д. Селезнево) расположено в 5 км восточнее гор. Спас-Клепики. Площадь озера 20 га, глубина 13.4 м. Вода в озере чистая, со слабым желтоватым оттенком, температура воды у берега 18 град. С, а на глубине 13.4 м – 9 град. С, pH 6.4, Eh (-72 mV). Содержание микрокомпонентов в воде следующее (мг/ дм<sup>3</sup>): Al 0.007, B 0.0212, Ba 0.0217, Co не обнаружен, Cu 0.002, K 5.39, Mn 0.42, Na 4.89, Ni не обнаружен, S 2.49, Sr 0.13, Zn 0.02.

Озеро Озерье (д. Озерье) расположено в 20 км к юго-востоку от гор. Спас-Клепики. Озеро очень живописно, имеет площадь 8,74 га, глубину до 21 м. Температура воды у берега 18 град. С, pH 7.8; Eh +158 mV. Содержание микрокомпонентов в воде следующее (мг/ дм<sup>3</sup>): Al 0.079, B 0.094, Ba 0.024, Cu 0.0018, K 2.48, Mn 0.009, S 2.23, Sr 0.051, Zn 0.006, Co и Ni не обнаружены.

Глубокие озера округлой формы, небольшие по площади с чистой бесцветной водой встречаются на территориях многих болот европейской части России. В пределах Мещеры подобные озера встречаются близ гор. Павлов Посад (оз. Боровое глубиной 20 м), в пределах болота "Радовицкий мох" (озера Щучье глубиной 17.5 м и Светлое глубиной 21 м). В Шатурском районе известна Бардуковская группа озер, самое глубокое из них – Белое глубиной 23 м [2]. В восточной части гор. Москвы находятся глубокие Косинские озера, представляющие научный интерес с точки зрения их происхождения, флоры и фауны (на берегу озера Белое глубиной 13.5 м расположена биостанция МГУ).

Формирование этих озер на наш взгляд, можно объяснить следующим образом. Последний ледник, наступавший на территорию Мещеры, двигаясь по пра-долинам рек Бужа, Поль, Пра и других нарушил, а местами «содрал» юрские отложения, обнажив известняки верхнего карбона. По данным бурения известняки верхнего и среднего карбона отличаются сильной кавернозностью, трещиноватостью, наличием погребенного карста. В связи с обильным поступлением современных атмосферных осадков и кислых болотных вод, в известняках стали развиваться карстовые воронки, пустоты, провалы, или пещеры. В настоящее время такие карстово-суффозионные явления происходят в известняках, не перекрытых юрскими глинами, залегающих на поверхности или близ поверхности земли (например, в Подмосковье по долине р. Десна, на водоразделах рек Судогда, Гусь, Колпь Владимирской и Рязанской областей, на карбонатных плато Предуралья и др. [1]. Ледниковые отложения заполняли образующиеся пустоты лишь частично. Благодаря напорным водам, содержащимся в известняках, некоторые из этих воронок превращались в глубокие озера с выходом родников на дне озер.

Касимовский горизонт верхнего карбона, где расположены обследованные нами глубокие озера, отличается высокой водообильностью. Удельный дебит скважин достигает 204 л/сек, преобладают значения 10-30 л/сек. Коэффициент водопроницаемости составляет 1-10 тыс. м<sup>2</sup>/сутки. Абсолютные высоты пьезометрического уровня составляют 118–115 м, т. е. достигают поверхности земли. Работами гидрогеологов [6] установлена гидравлическая связь касимовского горизонта с водами рек и озер (Ивановское, Шагара, Дубовое, Великое, Белое и др.), а также болот. Доказано, что питание глубоких замкнутых озер связано с восходящей фильтрацией подземных вод из верхнекаменноугольного горизонта. В результате водно-балансовых расчетов выяснилось, что отток воды из глубокого озера Белого (д. Белая) под влиянием опытных откачек из горизонта составил 0.67 л/сек км<sup>2</sup> или 21 мм/год.

Касимовские и клязьминские горизонты известняков верхнего карбона широко используются для водоснабжения местных городов и поселков. Утвержденные запасы составляют порядка 30-40 тыс. м<sup>3</sup>/сутки, а водопотребление одной деревни или поселка в этих местах составляет около 10 тыс. м<sup>3</sup>/сутки воды [3]. Запасы воды в озерах значительные, их можно было бы использовать для тушения торфяных пожаров в южной части Мещерской низменности летом 2010 г., а не вести водоводы из р. Оки длиной в 30-50 км, как это было сделано в августе 2010 г

В настоящее время среди местных краеведов широко распространена гипотеза метеоритного происхождения глубоких мещерских озер. В 2002 г было обследовано Смердячье озеро, расположенное близ пос. Бакшеево и гор. Рошаль, в восточной части Московской области. Озеро округлой формы, его диаметр 260 м, глубина до 35 м. Было установлено, что в собранных по берегам озера образцах «присутствует расплавленный при ударе метеорита материал местных осадочных пород». Было определено время падения «Шатурского метеорита» – 10 тыс. лет назад. По словам местных жителей в 1950–70-е годы вода в озере была холодная, прозрачная, очень чистая. В настоящее время вода имеет красновато-бурый оттенок, не прозрачная. По-видимому, качество воды ухудшилось из-за того, что в близко расположенном гор. Рошаль в 1970-е годы были пробурены эксплуатационные скважины на воду, и образовалась обширная воронка депрессии. В связи с понижением уровня напорных вод карбона чистая вода не стала поступать в озеро, основное

питання озера стало отримувати за рахунок болотних вод. Слід відзначити, що метеоритне походження озера не доведено, але місцеві краєведи по-прежнему розповідають про цей унікальний феномен природи.

Карстова походження глибоких озер Мещери підтверджують хімічні аналізи озерних вод. В складі вод визначені стронцій в кількості 0.056–0.14 мг/дм<sup>3</sup> і бор 0.47–0.094 мг/дм<sup>3</sup>. Ці елементи поряд з фтором є маркерами вапняків карбонату Московського артезіанського басейну [4]. Багаточисленні визначення цих елементів в підземних водах, використовуваних для пиття, складають для стронцію до 0.14 мг/дм<sup>3</sup> (ПДК – 7 мг/дм<sup>3</sup>), для бору – 0.02–0.1 мг/дм<sup>3</sup> (ПДК – 0.5 мг/дм<sup>3</sup>), для фтору 0.25–3.5 мг/дм<sup>3</sup> (ПДК – 4 мг/дм<sup>3</sup>) [5]. В ґрунтових і болотних водах ці елементи, як правило, відсутні, крім ділянок з інтенсивною антропогенною навантаженням. В хімічному складі озерних вод звертають увагу також високі вмісти кальцію (8.8–21.3 мг/дм<sup>3</sup>), магнію (1.7–3.61 мг/дм<sup>3</sup>), натрію (4–5 мг/дм<sup>3</sup>) і калію (2.6–5.4 мг/дм<sup>3</sup>), які в болотних водах присутні в значно менших кількостях. Про глибоку розвантаження підземних вод свідчать підвищені значення жорсткості води, низькі значення кольорості і перманганатної окислюваності, значення рН і Eh.

#### БІБЛІОГРАФІЯ

1. А.А.Асеев, И.Э. Веденская «Развитие рельефа Мещерской низменности» М. Изд-во АН СССР, 1962. – 128 с.
2. Геологическая карта СССР м-ба 1:200000, Лист 0-37-1V М. 1987 г.
3. Гидрогеологическая карта СССР м-ба 1:200000, Лист 0-37-V М. 1981 г.
4. Злобина В.Л., Медовар Ю.А. Проблемы мониторинга на месторождениях подземных вод // Разведка и охрана недр. 2013. №7. С. 35-38.
5. Крайнов С.Р., Рыженко Б.Н., Швец В.М. Геохимия подземных вод. М.: ЦентрЛитНефтегаз, 2012. – 677 с.
6. Плотников В.С., Гоголь И.Л., Небосенко В.Ф. Моделирование условий разгрузки артезианских вод в центральной части Мещерской низменности. В сб. «Исследования подземного стока». Труды, выпуск 213 под ред. О.В. Попова. – Л.: Гидрометеоздат, 1974. – 128 с.

## СТАН ТА ПЕРСПЕКТИВИ РОЗВИТКУ ТЕРИТОРІЇ УКРАЇНСЬКОГО БУДЖАКУ

*Балджи М.Д.*

Одеський національний економічний університет, м. Одеса  
baldgi@ukr.net

Добре відомим є той факт, що південні регіони України мають багатовікову історію освоєння. Але в той же час, володіють потужним природно-ресурсним потенціалом, який дає можливість розвиватися різними видами господарської діяльності і разом з тим, вимагає надзвичайно важливого до себе відношення з метою їх збереження для майбутніх поколінь.

Одеська область за використанням своїх туристично-рекреаційних резервів, останні п'ять років, займає третю рейтингову позицію серед 27 регіонів країни після таких відомих туристичних центрів, як м. Київ та Автономна республіка Крим. На території області знаходиться 115 територій та об'єктів природно-заповідного фонду, з них 14 загальнодержавного та 101 місцевого значення, загальною площею 100,9 тис. га, що становить 3,0% від загальної площі області [5].

Одним з об'єктів, що потребують надзвичайної уваги в економічному, соціальному та екологічному напрямках відноситься територія українського Буджаку. До його складу входять 9 адміністративних районів Одеської області (Арцизький, Білгород-Дністровський, Болградський, Ізмаїльський, Кілійський, Ренійський, Саратський, Татарбунарський, Тарутинський), 2 міста обласного підпорядкування (Ізмаїл, Білгород-Дністровський), 6 селищ міського типу. Загальна територія регіону складає 13,1 тис. км<sup>2</sup>. Тут мешкають 674

тис. осіб, що складає 28,2% населення області. Переважна більшість населення проживає у сільській місцевості – 66,8%, а 33,2% - у містах та селищах міського типу. Для даного регіону, при незначній позитивній тенденції збільшення народжуваності та скороченню смертності, все ще залишається тенденція природного скорочення населення. Щільність наявного населення значно нижче ніж по області в цілому і складає 35,9 осіб/км<sup>2</sup> проти 71,8 осіб/км<sup>2</sup> в середньому.

Сучасний стан рекреаційно-туристичного господарства регіону є незадовільним, який використовується лише на 50%. Найбільш перспективними для розвитку рекреаційно-туристичної діяльності є Білгород-Дністровський, Кілійський, Ізмаїльський, Ренійський та Татарбунарський райони. Основними курортами прибережних зон виступають поселення на узбережжі Чорного моря та берегах Дунаю – смт Сергіївка, Курортне, Приморське, Затока (Будацька коса) – у Білгород-Дністровському районі; мм.Вилкове, Кілія та с. Приморське – у Кілійському районі; смт Рассейка, Лебедівка і Катранка – у Татарбунарському районі. Найбільш привабливими рекреаційно-туристичними місцями цих районів є Шаболатський лиман, Дністровські плавні та Ландшафтний заповідник місцевого значення «Лиманський» Старокозацького Лісництва у Білгород-Дністровському районі; дельта Дунаю та о. Зміїний – у Кілійському районі; озера Ялпуг, Катлабух, Кугурлуй, Китай, Саф'яни, мисливські угіддя на р. Репида, регіональний ландшафтний парк «Ізмаїльські острови» у Ізмаїльському районі; озера Кагул, Картал, Ялпуг, Кугурлуй у Ренійському районі; морське узбережжя значної протяжності (біля 50 км) у Татарбунарському районі. Існуючі історико-архітектурні пам'ятки дають змогу розвивати культурно-пізнавальний та сільський (зелений) туризму.

Особливої уваги потребує озеро Сасик (Кундук), площею 210 км<sup>2</sup> і глибиною до 2,7 м. Воно витягнуто з півночі на південь приблизно на 29 км і має ширину від 3 до 12 км [3]. Озеро повністю відокремлене від моря пересипом і повідомляється шлюзом біля південно-східного кінця з озером Джаншейское, яке в свою чергу повідомляється з морем і системою Шагани – Алібей – Бурнас. Довжина пересипу складає 15 км; по ній проходить бетонована автодорога, що з'єднує курорт «Катранка» Татарбунарського району та курорт села Приморське Кілійського району Одеської області. На морській стороні пересипу розташовані піщані пляжі, на яких влітку виникають стихійні стоянки автотуристів. За березі лиману і на пересипу розташовані риболовецькі бригади. Деякі місця вздовж берега поросли очеретом, маються заплави, які представляють інтерес для мисливців на водоплавну дичину і рибалок. Метою створення дамби було його опріснення та використання води для зрошення. Для цього були побудовані: 14 - км канал «Дунай – Сасик», система розподільних каналів зрошення на площі 23,7 тис. га. Це будова мала увійти в загальну систему водогосподарського комплексу «Дунай – Дністер – Дніпро», яка проходила через Сасик. Введення зрошувальної системи в експлуатацію призвело до різкого погіршення екологічної ситуації. Згодом було офіційно визнано, що основною причиною порушення екологічної рівноваги Сасика є його відділення від моря і припинення природного водообміну з його механізмом самоочищення [4]. Розроблено «ТЕО реабілітації екосистеми лиману Сасик», що передбачає відновлення природного зв'язку з Чорним морем шляхом створення прорану в дамбі. У проекті передбачається подача прісної (дунайської) води для господарсько-побутових і сільськогосподарських потреб на східний берег лиману трубопроводом з каналу «Дунай – Сасик». Для захисту прорану від замулення заплановано будівництво двох захисних шпор.

В озеро Сасик впадають річки Сарата і Когильник, що опріснюють його навесні і мінералізують в межень (за наявності стоку). При цьому основне живлення відбувається шляхом перекидання води з Дунаю по каналу «Дунай – Сасик». Коливання рівня води в озері досягають 1 м. Замерзає в грудні, розкривається в березні. Береги озера є місцями гніздування птахів. Сасик і система Шагани – Алібей – Бурнас отримала статус міжнародних водно-болотних угідь, як місця поселень водоплавних птахів і занесена в міжнародний список Рамсарської конвенції про охорону водно-болотних угідь.

Водойма дуже зручно розташований для організації любительського і спортивного лову риби. Ще в 2004 році був розроблений і введений спеціальний режим, що забезпечує підвищення рибопродуктивності водойми. Для любительського і спортивного рибальства були відведені спеціальні території. Такі ділянки дуже зручні для під'їзду до озера. На одного рибалку відводиться смуга берега не більше 5 метрів, але разом з цим така норма здатна прийняти одночасно близько 400 рибалок. Територія кожної ділянки углиб озера не перевищує 50 метрів, завдяки цьому рибалки-любителі не створюють перешкод ведення промислу на воді. В озері ловиться карась і сазан, лящ, судак і густера. І це далеко не весь перелік риби, якої так багата водойма. Дозволяється ловити рибу вудками або спінінгом не більше ніж з п'ятьма гачками. Кількість риби, виловленої одним рибалкою за день, не повинна перевищувати 5 кілограм. Для лову риби відведені 4 ділянки: біля села Трапівка, біля села Борисівка, в районі села Глибоке і на косі, яка відділяє озеро від моря. Такі заходи дозволяють вберегти лиман Сасик від тотального браконьєрства і розвивати спортивне та любительське рибальство, що в свою чергу приносить прибуток, достатній для обслуговування озера.

Річка (рукав) Турунчук (рідше Новий Дністер) – рукав Дністра протікає по території Придністров'я і на Україні. Її ширина 30 м при звичайній глибині до 6 м, а в западинах – до 9 м. Рукав Турунчук утворився в 1780-1785 році і зараз відгалужується від судноплавного русла Дністра поблизу придністровського села Чобручі на 146-му кілометрі від гирла. Кам'яна гряда утворює при вході в рукав поріг, шум води якого чути за 300-500 м [1]. Далі протікає поблизу сіл Глинне, Червоне, Коротнев, Незавертайлівка і знову впадає в Дністер на 20-му кілометрі від гирла поблизу міста Біляївка. Завдяки піщаній гриві, яка була налита водою, Турунчук відокремився від озера Біле і впадає безпосередньо в Дністер. Турунчук забирає близько 60 % води Дністра. Велика частина берегів стрімчасти і глиниста, вони покриті вербовим лісом, заростями верболозу і бур'янистим різнотрав'ям. На берегах Дністра, Турунчука і на розташованому між ними острові Турунчук знаходиться ціла система озер (найбільші з них: Кучурганський лиман, озера Біле, Путрине і Тудорова). Озера басейну Дністра разом із залишками древньої стариці займають площу 39,4 км<sup>2</sup>, при загальному обсязі 35200000 м<sup>3</sup> [5]. Дана ділянка становить інтерес з точки зору збереження водно-болотних угідь і підтримки біорізноманіття. Нижче села Маяки від Дністра відділяється рукав Глибокий Турунчук – штучний канал шириною близько 100 м і глибиною 9-10 м. Цей канал булл прокопаний в 1840 р. від правого берега Дністра. Таким чином, річка Дністер впадає у Дністровський лиман двома рукавами – Дністер і Глибокий Турунчук, що мають унікальні водно-болотні угіддя та різноманіття флори і фауни. Відомо, що стійкість екосистем в значній мірі залежить від біологічного розмаїття: чим воно більше, тим стійкіше екосистеми. Біологічне різноманіття – основа для існування людини, невід'ємна складова навколишнього середовища, тому створення заповідних ділянок залишається істотним завданням сучасності.

Враховуючи наявні природні ресурси, а також пам'ятки природи та історії в усіх районах актуальним є розвиток наступних видів рекреації та туризму:

- екологічний туризм (діяльність регіону в цій сфері була започаткована Дунайським біосферним заповідником, який розташований на території м. Вилкове Кілійського району);

- сільський (зелений) туризм (протягом останніх років сільський зелений туризм вже набуває розвитку в Кілійському, Ізмаїльському, Татарбунарському, Болградському та Білгород-Дністровському районах);

- активний туризм (морський та річковий круїзний туризм, яхтовий, екскурсійний туризм, дайвінг, стрибки з парашутом, квадроциклінг, кінний туризм, полювання та рибалка);

- паломницький (релігійний) туризм (основними об'єктами якого є чисельні церкви, храми та собори в мм. Білгород-Дністровський, Ізмаїл, Болград, Кілія та Вилкове.

Також, хоча і в значно меншій мірі, мають певні перспективи розвитку такі види туризму, як:

- промисловий туризм (наявні в регіоні заводи з виробництва звичайних та шампанських вин та кондитерських виробів дозволяють розвивати цей вид туризму);
- замковий (фортифікаційний) туризм та ін.

Для розвитку перелічених видів туризму тут є всі підстави: як природні ресурси, так і можливості розвитку матеріально-технічної бази. Поряд із цим, існує низка загроз та перешкод для розвитку в регіоні рекреаційно-туристичної сфери:

- відсутність чітких і стабільних механізмів економічного регулювання господарських відносин, економічних важелів і стимулів розвитку рекреаційно-туристичної сфери, сприятливого інвестиційного клімату, в тому числі стимулюючого податкового законодавства;

- низький рівень соціальної інфраструктури загального призначення;
- недостатній розвиток інформаційного і рекламного забезпечення;
- відчутний дефіцит висококваліфікованих кадрів;
- напружена санітарно-екологічна ситуація в багатьох рекреаційно-туристичних центрах та ін.

Вирішенню цих проблем буде сприяти лібералізація ліцензування та пільгове оподаткування суб'єктів рекреаційно-туристичного комплексу.

Зростання туристичних потоків (приблизно в 2-3 рази протягом 3-5 років призведе до збільшення завантаженості рекреаційно-туристичних закладів регіону (яка на сьогоднішній день складає лише 27%), а також збільшення надходжень від рекреаційно-туристичної діяльності (при збільшенні числа іноземних туристів на 1 тис. чол. на рік можна щорічно додатково одержувати до 770 тис. дол. США доходів) [2].

Основні загрози екологічній безпеці регіону пов'язані з: незадовільним екологічним станом басейнів річок Дністер, Дунай та малих річок, які є основними джерелами водопостачання регіону; низькою забезпеченістю населення сільських районів якісною питною водою; функціонуванням нафтоналивного терміналу біля населеного пункту Джурджулешти (Республіка Молдова); скидами забруднюючих речовин у транскордонні водотоки з території Республіки Молдова, Румунії; незадовільним станом каналізаційних очисних споруд; проблемою утворення, зберігання, утилізації та знешкодження токсичних (небезпечних) відходів; незадовільною санітарно-екологічною ситуацією Придунайських озер та о. Сасик і прилеглих територій; екологічними проблемами пов'язаними із експлуатацією ЗАТ Молдавська ДРЕС, деградацією приморських рекреаційних зон, прогресуючим підтопленням територій, розповсюдженням зсувних процесів, високим рівнем забруднення атмосферного повітря викидами від автомобільного транспорту; забрудненням гідросфери скидами стічних вод промислових підприємств і комунально-побутовими стічними водами.

За останні десять років обсяги шкідливих викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря зросли більш ніж вдвічі з 23,3 тис.т. до 47,0 тис.т, головним чином за рахунок шкідливих викидів з пересувних джерел (80%). Зросла частка забору води з природних водних об'єктів від 1792,3 млн.м<sup>3</sup> у 2000 р. до 2298,6 млн.м<sup>3</sup> у 2010р., що становить 88,9 % від загального забору по Одеській області. Найбільш високі показники у Татарбунарському районі, на долю якого припадає відповідно від 43,8% до 62,6% забору води з природних об'єктів, що в значній мірі викликано штучним підтриманням функціонування оз.Сасик.

Скид зворотних вод у поверхневі водні об'єкти складає 31,1 та 27,1млн.м<sup>3</sup> відповідно, основними забруднювачами являються: КП "Білгород-Дністровськ-водоканал", КП "Водоканал" м. Арциз та інші. Це обумовлено незадовільним станом очисних споруд, близько 40% з яких знаходиться у незадовільному санітарно-технічному стані та потребують реконструкції, а також передача очисних споруд на баланс сільських рад, які не мають коштів на ремонт та належну експлуатацію споруд.

На значних площах території Українського Буджаку спостерігається підтоплення сільгоспугідь та деяких населених пунктів, розташованих у зоні їх впливу (Татарбунари, Кілія, Нерушай, Трудове, Шевченкове, Дмитрівка та ін. – це в основному Кілійський і



Татарбунарський райони), особливо підтоплюються села Суворове та Багате Ізмаїльського району, с. Струмок Татарбунарського району та інші.

Вирішення проблем водопостачання та водовідведення, поряд з заходами організаційного характеру, потребують залучення значних інвестиційних ресурсів.

До проблемних питань на півдні Одеської області відноситься значна доля деградованих і малопродуктивних земель. Майже 97% таких земель розташовані у Арцизькому (44,15%), Тарутинському (18,6%) та Татарбунарському (34,1%). Заходи щодо повернення продуктивності земель мають бути спрямовані на знесолення, протизсувні міри, облаштування та збільшення зелених насаджень і т. ін.

Територія Українського Буджаку обтяжена відходами I-III класу небезпеки, особливо відходами I класу небезпеки, так у м. Ізмаїл у 2010 р. їх утворилось 1,2 т., а це майже 19% сумарної кількості відходів Одеської області. Велика кількість відходів I класу небезпеки розміщено у сховищах організованого складування Ізмаїльського, Саратського та Кілійському районів.

Ситуація у сфері поводження з відходами може бути покращена шляхом збільшення відповідальності та належного контролю, введенням пільгового режиму інвестиційної діяльності та залучення малого підприємництва до цієї сфери.

При складній екологічній ситуації, що має місце в зоні Українського Буджаку, інвестиції на її покращення складають лише 6,8 млн.грн. у 2007 р. та 9,8 млн.грн. у 2008 р., при цьому майже 90% з них припадає на поточні витрати і лише 10% безпосередньо на оновлення природоохоронного обладнання. Незначними є також суми грошових надходжень до фонду охорони навколишнього природного середовища від платежів за забруднення довкілля, так у 2007 році – 1,2 млн. грн. і має тенденцію до поступового скорочення. Сума екологічних зборів, пред'явлених підприємствам, організаціям, установам за забруднення навколишнього середовища складають 382,6 тис.грн. від пересувних джерел та 212,5 тис. грн. від стаціонарних, а також 125,5 тис.грн. за розміщення відходів. Така ситуація потребує акумуляції коштів та залучення додаткових інвестицій для реалізації природоохоронної діяльності, для чого на цій території має бути створений «Зональний Фонд охорони навколишнього природного середовища», до якого потрібно спрямовувати 60% зборів, що сплачують суб'єкти природокористування за забруднення природного середовища, решта – до Одеського обласного фонду ОНПС (25%) та до Державного фонду ОНПС (15%).

Для кардинальної зміни екологічної ситуації на кращу актуальним є створення в структурі Комітету з питань управління «Зонального центру з ресурсно-екологічної політики», який буде забезпечувати реалізацію державної екологічної політики, сприяти формуванню умов екологізації господарського комплексу цієї території.

#### БІБЛІОГРАФІЯ

1. Дельта Дністра, яке твоє майбутнє?: зб. наук.-попул. ст. / за ред.. Т.Г. Чорної. – Одеса: ОДЕКУ, РЦРЕЗ, 2006. – 71 с.
2. Днестровский и Будакский лиманы: научно-популярная брошюра / за ред. А.Л.Цыкало, Т.Г. Черной. – Одесса: ТЭС, 2009. – 72 с.
3. Рубель О.Е. Эконология ветландов. – Кишинев: Есо-TIRAS, 2009. – 248 с.
4. Рыбалко В.Я. Море, реки и лиманы. – Одесса: Маяк, 1990. – 160 с.
5. Туристический путеводитель по Одесской области. – Одесса: Изд-во «Де-Люкс», 2010. – 255 с.

## САПРОБІОЛОГІЧНА ОЦІНКА ТА ФЛОРИСТИЧНЕ РІЗНОМАНІТТЯ ВОДОРОСТЕЙ ДЕЯКИХ ОЗЕР М. КИЄВА

*Березовська В.Ю.*

НПУ ім. М.П. Драгоманова, Інститут природничо-географічної освіти та екології  
betulaceae@list.ru

Водойми міста Києва, безпосередньо впливають своїми забрудненими стоками та підземними водами на екологічний стан ріки Дніпро. Забруднення стічними водами призводить до погіршення якості та природних властивостей водойм та водотоків на території міста. Тому, на нашу думку, актуальним є дослідження водойм пов'язаних з заплавою р. Дніпро, а саме визначення різноманіття основних груп їх гідробіонтів для подальшого вивчення, оцінки екологічних наслідків антропогенного впливу, контролю та прогнозування стану гідроекосистем. Вивчення фітопланктону і його моніторинг мають велике значення для збереження і охорони озерних комплексів урбанізованих територій [6,11,12]. Водорості є індикаторами різних типів забруднення, за їх чисельністю та видовим різноманіттям проводиться сапробіологічна оцінка якості вод [2,5,9].

Матеріалом для цієї роботи слугували альгологічні проби відібрані з товщі водойм м. Києва (оз. Вирлиця, оз. Горячка, оз. Сонячне) у травні-липні 2013 року. Проби фітопланктону відбирали планктонною сіткою. Альгологічний матеріал фіксували 4% розчином формальдегіду. Для ідентифікації видового складу використовували визначники серії «Визначник прісноводних водоростей Української РСР» (1960, 1965, 1968, 1977, 1978, 1984, 1986) та «Флора водоростей України» (2003, 2005, 2009). Під час дослідження відповідно стандартних методик з використанням приладів (оксиметр/термометр Ezodo 7031, овп-рН метр) визначалися фізико-хімічні показники (tds - загальна мінералізація, solt - солоність, cond- провідність, рН, O<sub>2</sub> – насичення киснем).

Озеро Вирлиця знаходиться у лівобережній частині міста (Червоний хутір). Східну і південно-східну ділянку озера оточують промислова зона і новобудови, а північна обмежена проспектом Бажана, на заході – вул. Ревуцького. Промислова зона включає: сміттєспалювальний завод «Енергія»; підприємство «Віторма»; завод «Радіовимірювач»; Бортницьку станцію аерації; АТП та інші підприємства. За рахунок надходження й перевищення біогенних елементів (переважно азоту і фосфору) у водоймі - спостерігається процес евтрофікації водойми. Як наслідок у весняно-літній період відбувається підвищення кислотності, недостача кисню, інколи трапляються замори риби. Спостерігається «цвітіння» води. Під час досліджень нами зафіксовані такі показники: t° води - 23,2 °С, O<sub>2</sub> – 66,1 % , tds - 560 ppm , solt - 420 ppt , cond - 8 30 μS/см, рН - 6,44. У весняно-літньому фітопланктоні виявлені таксони, що належали до 7 відділів водоростей. Домінуючий комплекс фітопланктону озера Вирлиця зелено-діатомовий, представлений родами *Acutodesmus* (E. Hegew.) P. Tsarenko, *Desmodesmus* (Chodat) An et al , *Oocystis* A. Braun, *Melosira* C. Agardh, *Cyclotella* Kütz., *Pinnularia* Ehrenb., *Gomphonema* (C. Agardh) Ehrenb. Спорадично у пробах зустрічались *Dinobryon divergens* Ehrenb., *Pseudokephyrion* sp., *Ceratium hirundinella* Schrank та *Phacus longicauda* Duj.

Озеро Сонячне знаходиться в густо заселеній селітебній зоні Дарницького району, за своїм походженням змішаного генезису, а на формування його долини в сучасному стані вплинуло будівництво житлового масиву Позняки. Дно піщане, береги пологі. Водопостачання цього озера відбувається за рахунок підземних вод та атмосферних опадів. Вода оз. Сонячне характеризується помірним стабільним забрудненням. Перевищення ГДК спостерігається за барієм, марганцем та магнієм. У момент відбору проб t° води - 24,6 °С, O<sub>2</sub> – 76,8 % , tds - 765 ppm, solt - 596 ppt, cond - 1164 μS/см, рН - 8,98. Видове різноманіття водоростей представлене 5 відділами: *Bacillariophyta* (*Epithemia* Bréb., *Cymbella* Grev, *Gomphonema* (Ag.) Ehrenb., *Navicula* Kütz., *Stauroneis* Ehrenb., *Amphora* Ehrenb, *Asterionella* Hass, *Melosira* Agardh), *Cyanoprocaryota* (*Aphanizomenon* Morr. ex. Born. et. Flahault, *Anabaena*

Bory ex Bornet et Flahault, *Oscillatoria* Vaucher ex Gomont ), *Dinophyta* (*Peridinium* Ehrenb), *Chrysophyta* (*Chrysococcus* Klebs), *Chlorophyta* (*Ankistrodesmus* Corda). За кількісними показниками вирізняють *Dinobryon divergens* O.E. Imhof та *Dinobryon sociale* Ehrenb. та *Carteria globosa* Korshikov, що формували наявну біомасу водоростей. Крім того виявлені: *Amphora ovalis* Kützing, *Ostillatoria amphibian* C. Agardh ex Gomont, *Cymbela lanceolata* (C. Agardh) Kirchner, *Navicula* sp., *Pandorina morum* (O.F. Müller) Bory de Saint-Vincent, *Petalomonas applanata* Skuja, *Trachelomonas volvocina* Ehrenberg, *Asterionella Formosa* Hassall , *Stauroneis* sp., *Cosmarium punctulatum* Brébisson, *Caloneis amphisbaena* (Bory de Saint Vincent) Cleve, *Closterium* sp., *Melosira varians* C. Agardh. Озеро зазнає значного рекреаційного навантаження і його води можна віднести до помірно-забруднених.

Неподалік оз. Сонячного через автомагістраль розміщується озеро Горячка. Воно межує з ГСК «Славутич» та золівдвалом Дарницької ТЕЦ. Основні показники мали наступні значення:  $t^{\circ}$  води - 23,9 °C,  $O_2$  – 63,2 %, tds - 723 ppm, solt - 554 ppt, cond - 1130  $\mu$ S/cm, pH - 8,38. Низькі органо-лептичні характеристики. Фітопланктон збіднілий. Домінуючий комплекс представлений відділом *Bacillariophyta*. Зокрема, *Rhoicosphenia curvata* (Kützing) Grunow, *Amphora ovalis* Kützing, *Asterionella formosa* Hassall, *Epithemia sorex* Kützing, *Epithemia adnata* (Kützing) Brébisson, *Cymatopleura solea* (Brébisson) W. Smith, *Melosira varians* C. Agardh.

Проведені дослідження вказують на те що дані водойми зазнають значного антропогенного навантаження, що проявляється не лише на зміні основних гідрологічних показників, а й репрезентативності флористичного різноманіття. Рівень забруднення має незначну сезонну динаміку. Загалом, у досліджених водоймах були присутні такі індикаторні організми:  $\beta$  - мезосапробіонти: *Dinobryon divergens* O.E. Imhof, *Melosira varians* C. Agardh, *Gomphonema acuminatum* Ehrenberg,  $\beta$ - $\alpha$  мезосапробіонт - *Phacus longicauda* (Ehrenberg) Dujardin, оліго- $\beta$ -мезосапробіонт – *Asterionella formosa* Hassall. Отримані результати дають змогу присвоїти озерам в-мезосапробний клас якості води й вважати «помірно» забрудненим.

#### БІБЛІОГРАФІЯ:

1. Анисимова О.В., Гололобова М.А. Краткий определитель родов водорослей Московской области: учебное пособие / - М. : Книжный дом “Университет”, 2006. - 159 с.
2. Барінова, С.С., Медведева, Л.А., Анисимова, О.В. Биоазнообразіе водорослей-індикаторов окружающей среды. Pilies Studio, Тель Авив, 2006 - 498 с.
3. Водоросли. Справочник / С.П. Вассер, Н.В. Кондратьева, Н.П. Масюк и др. – К.: Наук. думка, 1989. – 608 с.
4. Екологічна програма Дарницького району м. Києва на 2010 – 2013 роки Дарницька районна в м. Києві рада
5. Карпова Г., Зуб Л., Мельничук В., Проців Г. Оцінка екологічного стану водойм методами біоіндикації. Перші кроки до оцінки якості води.-Бережани, 2011. – 32 стр, іл..
6. Клоченко П.Д., Медведь В. О., Горбунова З.Н. Деякі Особливості Хіміко-біологічного стану водойм м. Києва.
7. Кондратьева Н.В. (ред.) Визначник прісноводних водорослей Української РСР. — Киев. : Наук. думка, 1984. – 388 с.
8. Колесник Н.Л. Накопичення важких металів у компонентах гідроекосистеми ставів// Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах: Матеріали VI Міжнародної наукової конференції. – Дніпропетровськ: Вид-во ДНУ, 2011. – С. 87-89.
9. Окисюк О.П., Жукинський В.Н., Методические приемы использования эколого-санитарной класификации поверхностных вод суши//гидробиол.журн. – 1983. – 19 №5.
10. Топачевський О.В. Визначник прісноводних водорослей Української РСР. К.: Вид-во АН УРСР, 1960. – 403 с.
11. Щербак В.І., Семенюк Н.Є. Формування структури фітопланктону в залежності від антропогенного забруднення // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2004. – Т. 6. – С. 300–305.

12. Щербак В.І., Крот Ю.Г., Киризія Т.Я., Семенюк Н.Є. Роль гідрохімічного режиму в формуванні різноманіття фітопланктону водойм м. Києва // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2006. – Т. 9. – С. 157–163.

## **РАРИТЕТНИЙ СКЛАД ІХТІОФАУНИ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ ВОЛИНСЬКОЇ ОБЛАСТІ**

<sup>1</sup>Бігун В.К., <sup>2</sup>Куньчик Т.М., <sup>2</sup>Климнюк О.М., <sup>3</sup>Мосніцький В.О.

<sup>1</sup>Східноєвропейський національний університет ім. Л. Українки, м. Луцьк;

<sup>2</sup>Управління охорони, використання і відтворення водних біоресурсів та регулювання рибальства у Волинській області;

<sup>3</sup>Управління охорони, використання і відтворення водних біоресурсів та регулювання рибальства в Рівненській області

BigunVK@ukr.net, Volinfish@ukr.net

Робота присвячена аналізу представників іхтіофауни Волинської області, які мають охоронний статус згідно національних та міжнародних червоних списків, а також Угод, що ратифіковані Україною. Пропонуються шляхи покращення системи охорони риб та рибоподібних даних категорій як на законодавчому рівні, так і на рівні посилення природоохоронної діяльності контролюючих організацій.

Риби, як і інші тварини та рослини залучені до природного процесу вимирання видів, який особливо посилюється внаслідок руйнівної для біосфери господарської діяльності людини. Зменшення різноманітності рослинного і тваринного світу, які підтримують стійкість природних систем, належить до екологічних проблем «другого покоління», що додалися до невирішених проблем «першого покоління» – забруднення атмосфери і природних вод, накопичення промислових і побутових відходів [2, 3]. Головною причиною скорочення чисельності і зникнення багатьох видів є зростаючий антропогенний тиск [8]. Серед різноманітних факторів антропогенного впливу на риб, за даними МСОП, перше місце за загрозою належить винищенню місць їх існування, друге – впливу вселених видів. Надмірний вилов лише на третьому місці антропогенних загроз для іхтіофауни [9].

Одним із механізмів охорони рідкісних та зникаючих видів риб, є надання їм охоронного статусу згідно діючого законодавства як України, так і різного рівня міжнародних документів. Червона книга України – основний документ, в якому узагальнено матеріали про сучасний стан рідкісних і таких, що знаходяться під загрозою зникнення, видів тварин і рослин, на підставі якого розробляються наукові і практичні заходи, що спрямовані на їх охорону, відтворення і раціональне використання. Сучасне видання Червоної книги України обліковує 542 види тварин, з яких 71 відноситься до круглоротих та риб [8]. Охорона іхтіофауни проводиться через охорону водних екосистем і охорону окремих видів.

Метою роботи було встановити перелік та місця поширення рідкісних видів круглоротих і риб Волинської області на підставі власних досліджень та результатах контрольних ловів, які здійснюють іхтіологічні служби територіальних органів рибоохорони (дані 2006-2013 рр.). Крім того, проводився аналіз джерел літератури, даних архівів та природничих музеїв, а також повідомлень рибалок-аматорів. Приналежність видів риб до певного списку охорони здійснювали за офіційними переліками та спеціалізованими збірками.

У результаті проведених досліджень нами встановлено, що у річково-озерних гідроекосистемах Волинської області мешкає 38 представників іхтіофауни, з яких 5 видів занесено до Червоної книги України: мінога українська, ялець звичайний, марена звичайна, карась звичайний, минь річковий (табл. 1) [1, 6].

Згідно додатку до «Конвенції про охорону дикої флори та фауни і природних середовищ існування в Європі» (Бернської конвенції) гірчаку європейському, білизні європейській, сому звичайному та ін. присвоєно охоронний статус, як видам, що підлягають

охороні [5]. Цей авторитетний міжнародний природоохоронний документ та ст. 21 Закону України «Про Червону книгу України» є підставою для заповідання вищезгаданих видів [4].

Разом з тим, авторитетом у підготовці Червоних книг є Червоний список Міжнародного союзу охорони природи та природних ресурсів (МСОП), до якого належать 30 видів (79% від виявлених). З них, зокрема, річковий вугор європейський відноситься до категорії видів під критичною загрозою, короп звичайний (сазан) – до категорії уразливих, решта видів відноситься до категорії видів під невеликою загрозою.

Таблиця 1.

Склад, поширення та охоронний статус раритетної іхтіофауни Волинської області

№ п/п	Види риб	ЧКУ	БеК	МСОП	РР
1.	Мінога українська <i>Eudontomyzon mariae</i>	Зникаючий	III	LC	+
2.	Ялець звичайний <i>Leuciscus leuciscus</i>	Вразливий	-	LC	+
3.	Марена звичайна <i>Barbus barbus</i>	Вразливий	-	LC	+
4.	Карась звичайний <i>Carassius carassius</i>	Вразливий	-	LC	+
5.	Минь річковий <i>Lota lota</i>	Вразливий	-	LC	+
6.	Гірчак європейський <i>Rhodeus amarus</i>	-	III	LC	+
7.	Білизна європейська <i>Aspius aspius</i>	-	III	LC	+
8.	Сом європейський <i>Silurus glanis</i>	-	III	LC	+
9.	Підуст звичайний <i>Chondrostoma nasus</i>	-	III	LC	+
10.	Верховка звичайна <i>Leucaspis delineatus</i>	-	III	LC	-
11.	В'юн звичайний <i>Misgurnus fossilis</i>	-	III	LC	-
12.	Щипавка звичайна <i>Cobitis taenia</i>	-	III	LC	+
13.	Бичок пісочник <i>Neogobius fluviatilis</i>	-	III	LC	+
14.	Річковий вугор європейський <i>Anguilla anguilla</i>	-	-	CR	+
15.	Короп звичайний <i>Cyprinus carpio</i>	-	-	VU	-
16.	Головень європейський <i>Squalius cephalus</i>	-	-	LC	+
17.	Гольян звичайний <i>Phoxinus phoxinus</i>	-	-	LC	+
18.	Плоскирка європейська <i>Blicca bjoerkna</i>	-	-	LC	-
19.	Лящ звичайний <i>Abramis brama</i>	-	-	LC	-
20.	Пічкур звичайний <i>Gobio gobio</i>	-	-	LC	-
21.	Верховодка звичайна <i>Alburnus alburnus</i>	-	-	LC	-
22.	Лин звичайний <i>Tinca tinca</i>	-	-	LC	-
23.	В'язь звичайний <i>Idus idus</i>	-	-	LC	+
24.	Щука звичайна <i>Esox lucius</i>	-	-	LC	-
25.	Триголкова колючка звичайна <i>Gasterosteus aculeatus</i>	-	-	LC	-
26.	Судак звичайний <i>Sander lucioperca</i>	-	-	LC	+
27.	Окунь звичайний <i>Perca fluviatilis</i>	-	-	LC	-
28.	Йорж звичайний <i>Gymnocephalus cernuus</i>	-	-	LC	-
29.	Плітка звичайна <i>Rutilus rutilus</i>	-	-	LC	-
30.	Краснопірка звичайна <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	-	-	LC	-
Разом (кількість видів у переліку)		5	9	30	16
Частка від переліку в таблиці		17%	30%	100%	53%
Частка від загального переліку іхтіофауни області		13%	24%	79%	42%

Примітка: ЧКУ – Червона книга України; БеК – Конвенція про охорону дикої флори і фауни та природних середовищ існування в Європі; МСОП – Червоний список МСОП (Міжнародної спілки охорони природи видів, яким загрожує зникнення); РР – регіонально рідкісні; LC – категорія видів під невеликою загрозою (Least Concern); CR - категорія видів під критичною загрозою (Critically Endangered); VU - категорії уразливих видів (Vulnerable).

Нами складено список регіонально рідкісних представників іхтіофауни, який включив 16 видів риб (42%), що потребують охорони та бережливого ставлення з боку людини на регіональному рівні.

До переліку раритетної іхтіофауни Волинської області не включено деякі види риб, чие перебування на даній території нами не підтверджено: стерлядь прісноводна *Acipenser ruthenus*, вир'єзуб *Rutilus frisii*, чехоня *Pelecus cultratus*, голець *Nemacheilus barbatulus*, підкаміньщик *Cottus gobio*, озерний гольян звичайний *Eupallasella percnurus*, синець *Abramis ballerus*, йорж-носар *Gymnocephalus acerinus*, які фіксувались в р. Прип'ять в 50-х роках В.С. Пенязем [7].

Аналізуючи останнє видання Червоної книги України (2009) варто відмітити недостатньо організовану роботу щодо здійснення польових досліджень на водоймах держави. У зв'язку з цим спостерігається неточності та суперечності щодо реальних місць зустрічей, причин зникнення, фактів розмноження і т.д. Значна кількість описів видів риб здійснена на основі даних минулого століття, що не прийнятно для видань Червоної книги, крім того в рубриці «чисельність і причини її зміни» майже 17 видів риб (24% від загального переліку) мають запис про відсутність даних. Згідно ст.14 Закону України «Про Червону книгу України» підставою для занесення видів тваринного і рослинного світу до Червоної книги є наявність достовірних даних про чисельність популяцій та їх динаміку, поширення і зміни умов існування, що підтверджують необхідність вжиття особливих термінових заходів для їх збереження та охорони.

З іншого боку, наявність певних видів риб у переліку зводить нанівець можливість робіт зі штучного відтворення у зв'язку зі складними механізмами отримання дозволів на проведення даних робіт. Складається ситуація, що після включення до Червоної книги певних видів риб припиняється їх використання на рибовідтворювальних підприємствах в якості об'єкту зариблення водойм. Основний мотив скорочення зазначених робіт – це відсутність можливості в майбутньому використовувати дані види риб як об'єкти промислу. Компенсувати витрати таким підприємствам можливо за рахунок державного екологічного фонду, але досі відсутня така програма, в рамках якої можливо передбачити кошти на штучне відтворення зникаючих видів риб. Враховуючи це, слід зазначити, що включенню виду до охоронного переліку повинні передувати певні погодження та оцінка можливих ризиків під час виконання природоохоронних заходів для потенційно ресурсних видів риб.

Необхідно зазначити деякі неточності та суперечності для риб, які відмічені на території водних об'єктів Волинської області:

- на картах некоректно зображені ареали таких відносно чисельних «червонокнижних» видів як карась звичайний, мінога українська (відмічено лише декілька точок, де зареєстровані дані види, хоча вони досить широко поширені);

- місця реєстрації деяких видів (марена звичайна, миць річковий) взагалі не зазначені для Волинської області, хоча існує підтвердження їх достовірного перебування на цій території (рис. 1).

Разом з тим, слід зазначити, що існування списку є необхідним елементом охорони рідкісних та зникаючих видів. Включення нових проблемних видів, розширення підходів до охорони, організація та впровадження різноманітних природоохоронних заходів є невід'ємною частиною державної екологічної політики.

Висновки. Найбільш чітко на законодавчому рівні ведеться контроль за виловом видів риб, які внесені до Червоної книги України. Натомість значно менше регламентується використання видів риб, які охороняються ратифікованими міжнародними конвенціями. У водоймах Волинської області нами відмічено 30 видів риб, які мають охоронний статус. Найбільша кількість з них включена до списків Червоної книги МСОП (30 видів), Бернської конвенції (9 видів) та Червоної книги України (5 видів). Найбільша кількість видів, занесених до Червоної книги України, мешкає в річках Стир, Прип'ять, Стохід. У водоймах, де поширились інвазійні види риб, види, що охороняються, зустрічаються значно рідше і в

незначній кількості. З риб Червоної книги найбільшу чисельність становить карась звичайний.

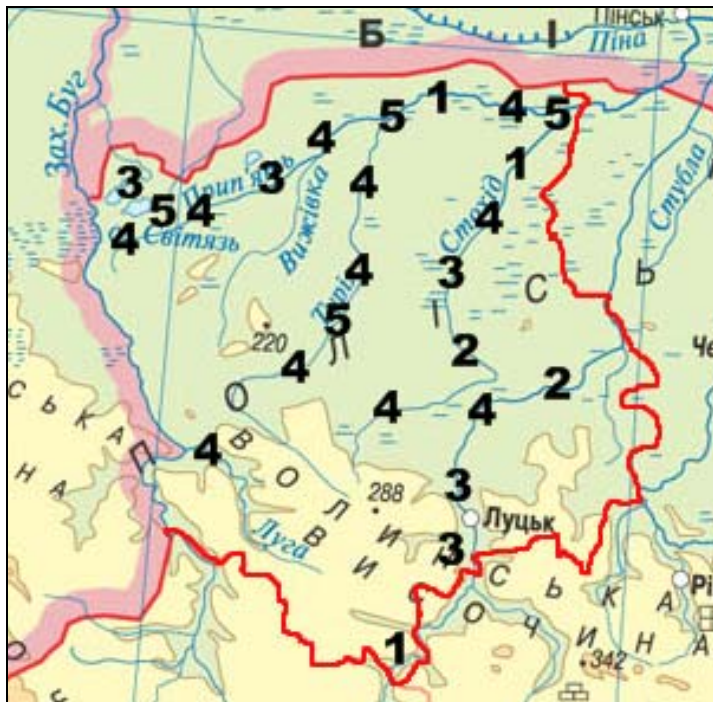


Рис. 1. Картосхема поширення «червонокнижних» видів риб в межах Волинської області (умовні позначення: 1 – мінога українська; 2 – ялець звичайний; 3 – марена звичайна; 4 – карась звичайний (золотистий); 5 – минь річковий).

Таким чином, для подолання проблем, пов'язаних зі збереженням рідкісних видів, зупинитися на внесенні їх у природоохоронні списки неможливо. На державному рівні необхідно впровадити низку як практичних, так і законодавчих ініціатив. Найбільш вагомими заходами повинні базуватися на наступних роботах:

- розробка державної програми з відновлення популяцій рідкісних видів риб шляхом реінтродукції та створення штучних нерестовищ;
- закріплення на законодавчому рівні статусу видів, занесених до Червоної книги Міжнародного союзу охорони природи;
- відображення положень міжнародних угод у національному природоохоронному законодавстві на рівні прийняття змін до законів, положень, інструкцій, особливо тих, що стосуються вилучення водних біоресурсів;
- виконання зобов'язань за міжнародними договорами, особливо тих, які потребують належної охорони видів (Бернська конвенція, Боннська конвенція, СІТЕС, МСОП);
- підтримка стабільності водно-болотних угідь (Рамсарська конвенція);
- належне виконання Закону України «Про рибне господарство, промислове рибальство та охорону водних біоресурсів» в напрямку ведення державного кадастру водних біоресурсів, як основного інструменту прийняття рішень щодо впровадження системи охорони видів як на державному, так і на регіональному рівнях;
- сприяння розвитку науково-дослідних робіт та здійснення системи моніторингу рідкісних і зникаючих видів риб у водоймах України структурними підрозділами Державного агентства рибного господарства, науково-дослідними організаціями та установами.

#### БІБЛІОГРАФІЯ

1. Бігун В.К. Інвазійні види риб та їх вплив на аборигенну іхтіофауну річково-озерної мережі Західного Полісся України: автореф. дис. ... канд. біол. наук. – К., 2012. – 22 с.

2. Василенко В.А. Экология и экономика: Проблемы и поиски путей устойчивого развития: Аналит. обзор / под ред. Г.М. Мкртчяна; ИЭОПП, ГПНТБ СО РАН. – Новосибирск, 1995. - 123 с.
3. Гроховська Ю.Р. Рідкісні види круглоротих і риб Рівненщини / Ю.Р. Гроховська, В.О. Мосніцький, С.В. Кононцев // Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. Збірник наукових праць. Випуск 3 (55) – Рівне: НУВГП – 2011 – С. 46-52.
4. Закон України про Червону книгу / Відомості Верховної Ради України (ВВР), 2002, N 30.
5. Конвенція про охорону дикої фауни і флори та середовищ існування в Європі (Берн, 1979) / [упор. В.Г. Домашлінець, А.Г. Безусько]. - Київ: Мінекобезпеки України, 1998. - 76 с.
6. Мосніцький В.О. Доцільність створення іхтіологічного заказника загальнодержавного значення «Хрінницький» / В. О. Мосніцький, В. К. Бігун та ін. // Екологія водно-болотних угідь і торфовищ. Збірник наукових статей (головний редактор В.В. Коніщук). – Київ: ДІА, 2013. – С. 191-195.
7. Пенязь В.С. Рыбы реки Припяти / В.С. Пенязь // Ученые записки. Випуск 33 (серия биологическая) – Минск: изд. Белгосуниверситета им. В.И. Ленина, 1957. – С. 107-146.
8. Червона книга України. Тваринний світ / за ред. І. А. Акімова – К.: Глобалконсалтинг, 2009. – 623 с.
9. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources [електронний ресурс] <http://www.iucnredlist.org>.

## **ЗБЕРЕЖЕННЯ БІОРІЗНОМАНІТТЯ РЕГІОНАЛЬНОГО ЛАНДШАФТНОГО ПАРКУ «ПРИТИСЯНСЬКИЙ»**

*Біляк Б.І*

Національний природний парк «Зачарований край» с. Ільниця, Закарпатська область  
bohdan82@mail.ru

Регіональний ландшафтний парк "Притисянський" створений Рішенням Закарпатської обласної ради від 07.08.2009 року № 908 на території Берегівського, Виноградівського, Мукачівського та Ужгородського районів, Закарпатської області на загальній площі 10330.66 гектарів без вилучення земель у землекористувачів. За своїм географічним положенням територія займає південно-західну частину Закарпатської області. Вона належить до відноситься до Карпатської природної зони, Східно-Карпатської біографічної підпровінції, Центральноєвропейської флористичної провінції.

Парк створений з метою охорони біологічного та ландшафтного різноманіття, відтворення цінних природних екосистем, стабілізації природної рівноваги як основи сталого розвитку, сприяння міжнародним науковим дослідженням, туризму а також збереження культурно-історичної спадщини народів, які населяють Верхнє Потисся.

На території, що увійшла до складу регіонального ландшафтного парку "Притисянський" розташовані вже існуючі об'єкти природно-заповідного фонду, які являються водно-болотними угіддями міжнародного значення, а саме:

1. "Атак" - пам'ятка природи загальнодержавного значення площею 52.0 га. Створена рішенням виконкому Закарпатської обласної Ради народних депутатів від 14.10.75 р.
2. "Боржава" – заповідне урочище площею 302.0 га. Створене рішенням виконкому Закарпатської обласної Ради народних депутатів від 18.10.83 р.

Парк охоплює заплавні лісові масиви, в'язово-ясеневі діброви, водно-болотні угіддя, які є середовищем проживання багатьох мігруючих видів птахів, які підлягають міжнародній охороні.

Незважаючи на освоєність, відчутні антропогенні зміни на Закарпатській низовині, як показали спеціальні дослідження останніх років, збереглося високе різноманіття фауни, зосередженої нині переважно в заплавах та призаплавних ділянках Тиси, Боржави, Латориці



та в залишках рівнинних лісових масивів – останніх прихистках природних ділянок низовини. Тому території РЛП «Притисянський» сьогодні є головними осередками концентрації представників тваринного світу рівнинного Закарпаття.

В рамках оцінки видового різноманіття Боржавська, Латорицька та Тисянська частини парку є важливими осередками концентрації птахів Закарпаття. З 229 видів, зафіксованих сьогодні на Закарпатті, на території парку зустрічається в різні пори року від 158 до 192 видів.

Частина Латорицької ділянки (7000 га) визнана Міжнародним союзом охорони птахів та Українською Радою охорони птахів як пріоритетна. Територія є однією з ключових ділянок концентрації птахів на рівнині, особливо у період осінніх та весняних міграцій, коли заплава Латориці стає місцем відпочинку для багатьох мігруючих видів, загальна чисельність видів яких перевищує 110. Серед рідкісних видів тут можна побачити лелеку чорного, скопу, кроншнепа великого, гоголя. У рівнинній частині долини Латориці виявлено 53 з яких 10 – червонокнижні, 43 – віднесені до списків Бернської конвенції.

Заплавний комплекс в пониззі Боржавської частини є одним з най унікальніших природних територій європейського значення. Його основа – виняткової цінності цільний заплавний лісовий масив на берегах Боржави загальною площею близько 2500 га, сформований переважно різновіковими в'язові-ясеновими та грабовими дібровами, за участю дуба звичайного та ясена вузьколистого. В дібровах зосереджено високе видове різноманіття птахів, чимало з яких рідкісні. Зокрема, ділянки старих лісів з віковими деревами є місцем гніздування таких зникаючих червонокнижних видів, як орел – карлик, чорний лелека, сова довгохвоста, та характеризуються високою щільністю дуплогнізних птахів. Масив є середовищем існування 56 видів, з яких 11 – у Червоній книзі України, а 43 – у списках Бернської конвенції.

Унікальним є природний комплекс Тисянської частини парку. Як і в доісторичні часи, на значних просторах уздовж ріки простягаються прируслові та острівні вербово – тополеві ліси – галереї, які місцями утворюють непрохідні хащі – дрімучі заплавні джунглі (800 га). Особливо варто відмітити величезні масиви тополі чорної, частину з яких складають старі 120 -150 – річні деревостани з гігантськими віковими деревами. Особливим є значення Тиси як важливого осередку концентрації птахів. Ширина долини, численні галькові острівці, меандрові острови з постійною деревною рослинністю сприяють формуванню угруповань водно – болотних птахів, лісових видів, властивому лише долині р. Тиса. Тільки тут збереглися колоніальні поселення крячка річкового, крячка малого – їх колонії становлять близько 50% від кількості популяції всієї Середньодунайської низовини. Тут сконцентровано 70% колоніальних поселень берегової ластівки на Закарпатті. Заплава виконує важливу роль екологічного коридору для проникнення видів птахів углиб гірської гряди Східних Карпат та сезонних міграцій.

Загалом, у заплавах та призаплавних ділянках відмічено більш ніж 20% видів Червоної книги України, близько 7% видів Європейського червоного списку, всі види, внесені до третього додатку Бернської конвенції, та 65% видів, рідкісних для Закарпаття. Це вказує на унікальність заплавних ділянок та їх непересічну значимість у збереженні видового різноманіття птахів краю.

Підсумовуючи, зазначимо, що найголовнішим на сьогодні є збереження унікального природного багатства заплавного комплексу р. Тиса. При цьому втрата або трансформація біотопів, ландшафтів долини Тиси має вирішальне значення для стану видового біорізноманіття території парку та його змін. На сьогодні вживши необхідні природоохоронні заходи, зберегти для майбутнього унікальний природний комплекс Закарпаття – величній Тиси.

#### БІБЛІОГРАФІЯ

1. Кіш Р., Проць Б., Поляновський А., Регіональний ландшафтний парк «Притисянський» - Збереження природної спадщини рівнинного Закарпаття. Ужгород – 2009 р.

# СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ СЕЗОННОЙ ДИНАМИКИ ФИТОПЛАНКТОНА Р. ЮЖНЫЙ БУГ

*Белоус Е.П., Клоченко П.Д., Шевченко Т.Ф.*  
Институт гидробиологии НАН Украины, Киев,  
bilous\_olena@ukr.net, klochenko@hydrobio.kiev.ua

Изучена сезонная динамика видового богатства, численности, биомассы и комплекса доминирующих видов планктонных водорослей верхнего и среднего участков р. Южный Буг в разные годы, отличающиеся по температурному режиму.

Выявлен как ряд общих закономерностей, так и некоторые отличия хода сезонной динамики фитопланктона.

## ВВЕДЕНИЕ

Общеизвестно, что видовой состав и количественные показатели развития фитопланктона, также как и условия окружающей среды, существенно изменяются во времени. Сезонная динамика развития планктонных водорослей в природных водоемах определяется в первую очередь годовым циклом температуры [5, 7, 9, 10]. Однако до сих пор нет четкого представления о механизмах сезонных изменений в структуре фитопланктона несмотря на наличие большого количества работ, посвященных этому вопросу.

Цель работы состояла в изучении в сравнительном аспекте сезонной динамики видового богатства, численности, биомассы и комплекса доминирующих видов планктонных водорослей на верхнем и среднем участках р. Южный Буг в разные годы, отличающиеся по температурному режиму.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Сезонную динамику фитопланктона изучали в 2008 г. (в районе г. Винница на среднем участке р. Южный Буг) и в 2010 г. (в районе г. Хмельницкого на верхнем участке реки). Пробы отбирали ежемесячно с помощью батометра Рутнера. Объем каждой пробы составлял 0,5 дм<sup>3</sup>. Параллельно с этим измеряли температуру воды. Идентификацию видов и подсчет клеток водорослей проводили с использованием светового микроскопа PZO (Польша) в камере Нажотта объемом 0,02 мл. Биомассу водорослей устанавливали счетно-объемным методом [2, 3]. К числу доминантов относили виды водорослей, вклад которых в общую численность и биомассу фитопланктона составлял > 10%. Латинские названия и объем таксонов водорослей приведены в соответствии с классификационной системой [4, 6, 11].

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

В 2008 г. на среднем участке р. Южный Буг в районе г. Винница максимальное количество видов планктонных водорослей (38) обнаружено в июле при температуре воды 24 °С (рис. 1 а). Пик их видового богатства был обусловлен резким увеличением (от 1 до 25) количества видов *Chlorophyta*. При этом число видов водорослей, относящихся к другим отделам, на протяжении года варьировало в очень узких пределах (от 1 до 8)

Максимальные значения количественных показателей развития фитопланктона также отмечены в июле. Пик численности был обусловлен развитием зеленых водорослей (76,5%), а пик биомассы формировали *Chlorophyta* (40,2%), *Bacillariophyta* (35,4%) и *Dinophyta* (23,6%). В число доминантов входили *Desmodesmus communis* (E. Hegew.) E. Hegew., *Pandorina morum* (O.F. Müll.) Bory, *Pseudopediastrum boryanum* (Turpin) E. Hegew., *Aulacoseira granulata* (Ehrenb.) Simonsen и *Peridiniopsis quadridens* (F. Stein) Bourr.

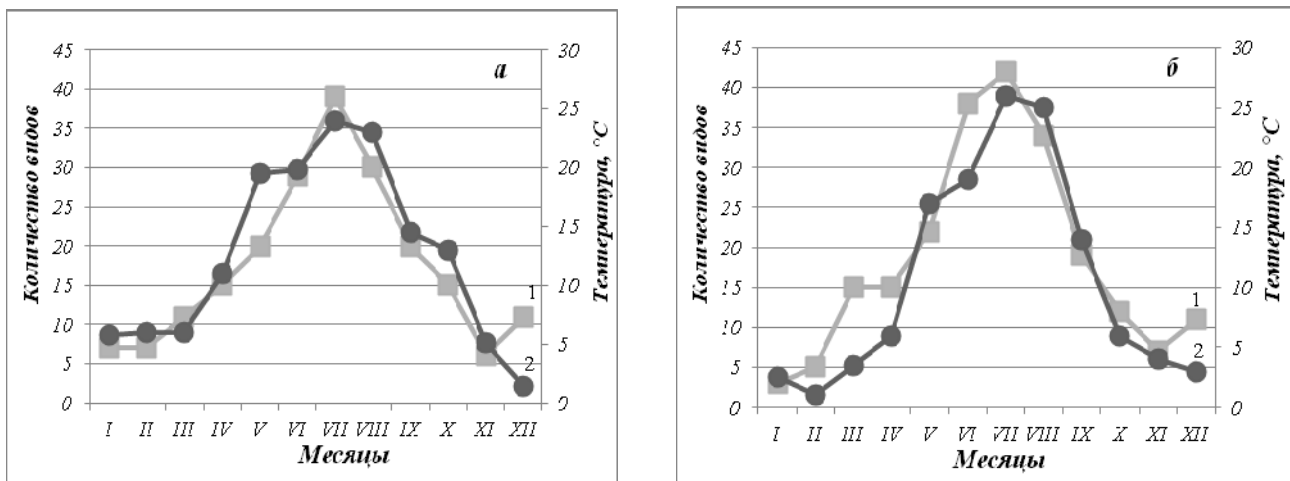


Рис. 1. Сезонная динамика общего количества видов фитопланктона (1) и температуры воды (2) в р. Южный Буг в 2008 г. (а) и 2010 г. (б).

Диатомовые и зеленые водоросли вегетировали на протяжении всего года. Пик количественных показателей их развития отмечен в июле при температуре воды 24 °С. Эвгленофитовые водоросли найдены во все месяцы кроме января, февраля, марта и ноября. Максимальные количественные показатели их развития отмечены в мае при температуре воды 19,5 °С. Синезеленые водоросли встречались преимущественно в теплое время года, а стрептофитовые и желтозеленые водоросли – только летом. Пик их численности и биомассы отмечен в июле и августе при 24 и 23 °С. Динофитовые водоросли найдены в июле, августе и декабре. Максимальные значения их численности и биомассы зарегистрированы в июле при температуре воды 24 °С. Золотистые водоросли, наоборот обнаружены преимущественно в холодное время года. Пик количественных показателей их развития отмечен в марте при температуре воды 6 °С.

С января до марта (при температуре воды 5,8–6,0 °С) и в ноябре и декабре (при 5,1 и 1,4°С) интенсивность развития фитопланктона была низкой. Общая численность планктонных водорослей изменялась от 110 до 657 тыс. кл/дм<sup>3</sup> (в среднем 290 тыс. кл/дм<sup>3</sup>), а биомасса – от 0,069 до 0,439 мг/дм<sup>3</sup> (в среднем 0,197 мг/дм<sup>3</sup>). С апреля до октября (при температуре воды 11–24 °С) количественные показатели развития фитопланктона были значительно выше. Его общая численность изменялась от 1530 до 7755 тыс. кл/дм<sup>3</sup> (в среднем 4021 тыс. кл/дм<sup>3</sup>), а биомасса – от 0,448 до 5,190 мг/дм<sup>3</sup> (в среднем 2,199 мг/дм<sup>3</sup>) (рис. 2 а). Следовательно, с середины весны, в течение лета и ранней осенью средняя численность и биомасса фитопланктона на порядок превышали аналогичные показатели, зарегистрированные в другое время года.

В холодное время года – с января до марта (при температуре воды 5,8–6,0 °С) и в ноябре и декабре (при 5,1 и 1,4 °С) основу численности фитопланктона составляли преимущественно диатомовые, зеленые и золотистые водоросли, а с апреля до октября (при 11–24 °С) – зеленые, диатомовые и синезеленые водоросли.

Основу биомассы фитопланктона в холодное время года – с января до марта и в ноябре и декабре составляли в основном диатомовые, зеленые и золотистые водоросли, а с апреля до октября – зеленые, диатомовые и эвгленофитовые водоросли. В июле, августе и декабре, кроме вышеперечисленных отделов, существенный вклад в общую биомассу фитопланктона вносили динофитовые водоросли. При этом диатомовые и зеленые водоросли доминировали во все сезоны, динофитовые – зимой и летом, а синезеленые – летом и осенью.

В 2010 г. на верхнем участке р. Южный Буг в районе г. Хмельницкого максимальное количество видов планктонных водорослей (42) обнаружено в июле при температуре воды 26 °С (рис. 1 б). Пик их видового богатства был обусловлен резким увеличением (почти в 10

раз) количества видов *Chlorophyta*. При этом число видов водорослей, относящихся к другим отделам, на протяжении года варьировало в очень узких пределах (от 1 до 6).

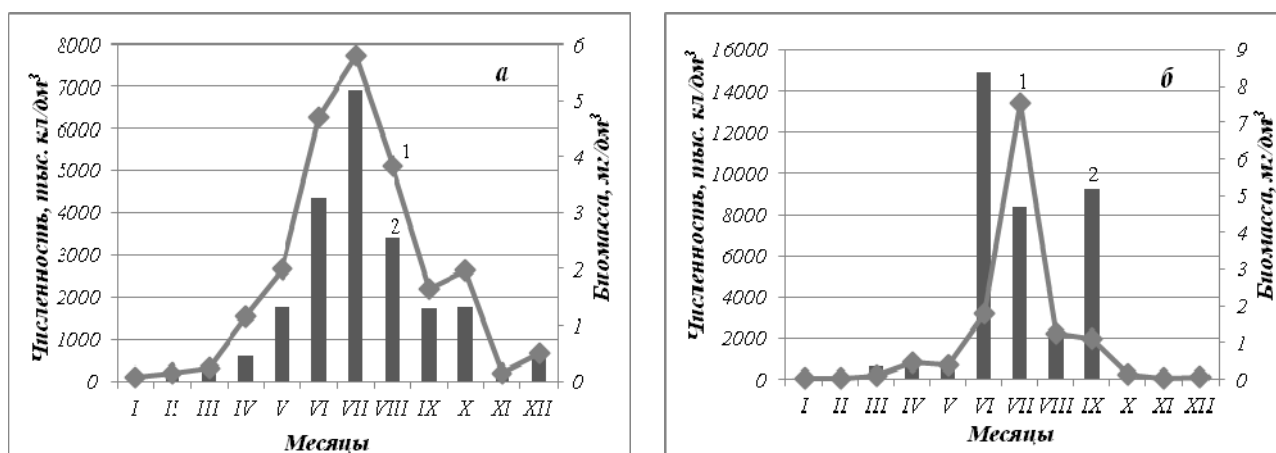


Рис. 2. Сезонная динамика общей численности (1) и биомассы (2) фитопланктона р. Южный Буг в 2008 г. (а) и 2010 г. (б).

Пик численности фитопланктона, обусловленный развитием синезеленых водорослей (83,2% общей численности), также наблюдали в июле. В этот период значения численности фитопланктона были на три порядка выше, чем в поздне-осенний и зимний периоды. В число доминантов входили *Aphanizomenon elenkinii* Kisselev, *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs ex Bornet et Flahault и *Dolichospermum flos-aquae* (Lyngb.) Wacklin, Hoffmann et Komarek.

В сезонной динамике биомассы фитопланктона отмечено два пика развития водорослей. Первый из них, обусловленный вегетацией диатомовых водорослей (84,9% общей биомассы), наблюдали в июне. Доминировали *Aulacoseira granulata* и *Melosira varians* С. Agardh. Второй пик биомассы фитопланктона, вызванный развитием динофитовых (63,2% общей биомассы) и диатомовых (34,4%) водорослей, зарегистрирован в сентябре. В число доминантов входили *Ceratium hirundinella* (O. Müll.) Bergh и *Aulacoseira granulata*.

Диатомовые водоросли вегетировали на протяжении всего года. Пик количественных показателей их развития отмечен в июне при температуре воды 19 °С. Эвгленофитовые водоросли найдены во все месяцы кроме января, а зеленые водоросли – во все месяцы кроме января и февраля. Синезеленые водоросли встречались преимущественно в теплое время года, а стрептофитовые и желтозеленые водоросли – только летом. Пик численности и биомассы *Euglenophyta*, *Chlorophyta*, *Cyanoprokaryota*, *Streptophyta* и *Xanthophyta* отмечен в июле при температуре воды 26 °С. Динофитовые водоросли найдены в апреле, июне–октябре и декабре. Максимальные значения их численности и биомассы зарегистрированы в сентябре при температуре воды 14°С. Золотистые водоросли, наоборот обнаружены преимущественно в холодное время года. Пик количественных показателей их развития отмечен в октябре при температуре воды 6 °С.

С января до мая (при температуре воды 1–17 °С) и с октября до декабря (при 3–6 °С) интенсивность развития фитопланктона р. Южный Буг была низкой. Общая численность планктонных водорослей изменялась от 15 до 815 тыс. кл/дм³ (в среднем 226 тыс. кл/дм³), а биомасса – от 0,012 до 0,485 мг/дм³ (в среднем 0,174 мг/дм³). С июня до сентября (при температуре воды 14–26 °С) количественные показатели развития фитопланктона были значительно выше. Его общая численность изменялась от 1984 до 13416 тыс. кл/дм³ (в среднем 5213 тыс. кл/дм³), а биомасса – от 1,212 до 8,374 мг/дм³ (в среднем 4,881 мг/дм³) (рис. 2 б). Следовательно, летом и ранней осенью средняя численность и биомасса фитопланктона на порядок превышали аналогичные показатели, зарегистрированные в другое время года.

С января до марта (при температуре воды 1,0–3,5 °С) и с октября до декабря (при 3–6 °С) основу численности фитопланктона составляли диатомовые, золотистые и зеленые водоросли, а с апреля до сентября (при 6–26 °С) – синезеленые, диатомовые и зеленые водоросли.

На протяжении года основу биомассы фитопланктона чаще всего формировали диатомовые, динофитовые и эвгленофитовые водоросли. В июле (при 26 °С) кроме вышеперечисленных отделов существенный вклад в общую биомассу фитопланктона вносили синезеленые, а в августе (при 25 °С) – зеленые водоросли.

Диатомовые, зеленые и динофитовые водоросли доминировали во все сезоны, эвгленофитовые – зимой, весной и осенью, а золотистые – зимой и осенью (то есть преимущественно в холодное время года). Синезеленые водоросли наоборот преобладали в основном в теплое время года (весной и летом).

Сравнительный анализ полученных данных показал, что в разные годы исследований (в 2008 и 2010 гг.) максимальное количество видов планктонных водорослей отмечено в июле при наиболее высокой температуре воды (24 и 26 °С соответственно). В обоих случаях он был вызван резким увеличением количества видов зеленых водорослей (от 1–2 до 23–25). При этом число видов водорослей, относящихся к другим отделам, на протяжении года варьировало в очень узких пределах (от 1 до 6–8).

На обеих станциях пик численности планктонных водорослей также наблюдали в июле. В 2008 г. (при 24 °С) он был обусловлен развитием зеленых (77,0% общей численности фитопланктона), а в 2010 г. (при 26 °С) – синезеленых водорослей (83,2%).

В 2008 г. максимальные значения биомассы фитопланктона также зарегистрированы в июле (при 24 °С). Преобладали *Chlorophyta* (40,2%), *Bacillariophyta* (35,4%) и *Dinophyta* (23,6%). В 2010 г. первый пик биомассы, обусловленный развитием *Bacillariophyta* (84,9%), отмечен в июне (при 19 °С), а второй, вызванный развитием *Dinophyta* (63,2%) и *Bacillariophyta* (34,4%), – в сентябре (при 14 °С).

Подъем количественных показателей развития водорослей, относящихся к разным отделам, не всегда совпадал с пиками общей численности и биомассы фитопланктона.

В 2010 г. летом и ранней осенью, а в 2008 г. с середины весны, летом и ранней осенью средняя численность и биомасса фитопланктона на порядок превышали аналогичные показатели, зарегистрированные в другое время года.

В 2008 г. при более высокой температуре воды в зимний период (1,4–6,0, в среднем 4,4 °С) средние за сезон количественные показатели развития фитопланктона были на порядок выше (312 тыс. кл/дм<sup>3</sup> и 0,580 мг/дм<sup>3</sup>), чем в 2010 г. (47 тыс. кл/дм<sup>3</sup> и 0,070 мг/дм<sup>3</sup>) при более низкой температуре воды (1,0–3,0, в среднем за сезон 2,2 °С). Та же тенденция наблюдалась и весной. В 2008 г. при более высокой температуре воды в весенний период (6,0–19,5, в среднем 12,2 °С) средние за сезон количественные показатели развития фитопланктона были значительно выше (1504 тыс. кл/дм<sup>3</sup> и 0,667 мг/дм<sup>3</sup>), чем в 2010 г. (542 тыс. кл/дм<sup>3</sup> и 0,394 мг/дм<sup>3</sup>) при более низкой температуре воды (3,5–17,0, в среднем 8,8 °С). Летом при близких значениях температуры воды в 2008 г. (19,8–23,0, в среднем 22,3 °С) и в 2010 г. (19,0–25,0 в среднем 23,3 °С) средние за сезон количественные показатели развития фитопланктона были сходными – 6289 тыс. кл/дм<sup>3</sup> и 4,773 мг/дм<sup>3</sup> (в 2008 г.) и 6375 тыс. кл/дм<sup>3</sup> и 3,671 мг/дм<sup>3</sup> (в 2010 г.). Осенью в разные годы температура воды отличалась. В 2008 г. при более высокой температуре воды (5,1–14,5, в среднем 10,9 °С) средние за сезон численность фитопланктона была на порядок выше (1820 тыс. кл/дм<sup>3</sup>), чем в 2010 г. при более низкой температуре воды (4,0–14,0, в среднем за сезон 8,0 °С) – 748 тыс. кл/дм<sup>3</sup>. Что касается биомассы фитопланктона, то в 2008 г. она была ниже (0,940 мг/дм<sup>3</sup>), чем в 2010 г. (1,791 мг/дм<sup>3</sup>).

Очевидно более высокая температура воды в зимний, весенний и осенний периоды стала причиной удлинения периода интенсивной вегетации фитопланктона в 2008 г. Резкое увеличение его численности и биомассы (с 305 до 1530 тыс. кл/дм<sup>3</sup> и с 0,245 до 0,448 мг/дм<sup>3</sup>) отмечено в апреле при повышении температуры воды с 6 до 11 °С, а их существенное

уменьшение (с 2629 до 200 тыс. кл/дм<sup>3</sup> и с 1,320 до 0,160 мг/дм<sup>3</sup>) по сравнению с предыдущим месяцем наблюдали в ноябре при снижении температуры воды с 13,0 до 5,1 °С. В 2010 г. резкое увеличение численности и биомассы планктонных водорослей (с 648 до 3213 тыс. кл/дм<sup>3</sup> и с 0,485 до 8,374 мг/дм<sup>3</sup>) наблюдали в июне при повышении температуры воды с 6 °С в апреле до 17 °С в мае и до 19 °С в июне, а их резкое уменьшение (с 1984 до 222 тыс. кл/дм<sup>3</sup> и с 5,202 до 0,151 мг/дм<sup>3</sup>) – в октябре при снижении температуры воды с 14 °С до 6 °С. То есть в 2008 г. период интенсивной вегетации фитопланктона продолжался с апреля до октября (7 месяцев), а в 2010 г. – с июня по сентябрь (4 месяца).

В оба года в составе фитопланктона обнаружены как эвритермные, так и стенотермные водоросли. Причем среди стенотермных выявлены и теплолюбивые, и холодолюбивые организмы. Диатомовые водоросли вегетировали на протяжении всего года. Пик количественных показателей их развития отмечен при температуре воды 19 и 24 °С. Зеленые, эвгленофитовые и динофитовые водоросли встречались как в холодное, так и в теплое время года. Максимальная интенсивность развития *Chlorophyta* отмечена при температуре воды 24 и 26 °С, *Euglenophyta* – 19,5 и 26 °С и *Dinophyta* – 24 и 14 °С. Синезеленые водоросли встречались преимущественно в теплое время года, а стрептофитовые и желтозеленые водоросли – только летом. Пик количественных показателей их развития отмечен при температуре воды 24, 23 и 26 °С. Золотистые водоросли, наоборот обнаружены преимущественно в холодное время года. Максимальная интенсивность их развития в оба года отмечена при температуре воды 6 °С. Полученные результаты согласуются с литературными данными. В частности установлено [5], что летние виды, особенно нитчатые синезеленые водоросли, встречаются в более узком температурном диапазоне, а пик количественных показателей их развития наблюдается только в самый теплый период. Зимние виды обнаружены в более широком температурном диапазоне, чем летние. Их достаточно высокое обилие регистрируется в течение более длительного периода времени.

В холодное время года (при температуре воды 1–6 °С) основу численности фитопланктона составляли преимущественно диатомовые, зеленые и золотистые водоросли, а в теплое время года – зеленые, диатомовые и синезеленые водоросли.

Основу биомассы фитопланктона в холодное время года составляли в основном диатомовые, зеленые и золотистые водоросли, а в теплое время года – диатомовые, зеленые, динофитовые и эвгленофитовые водоросли.

Во все сезоны комплекс доминирующих видов планктонных водорослей был полидоминантным. Его состав отличался не только в разные сезоны, но и в разные месяцы. Диатомовые, зеленые и динофитовые водоросли доминировали во все сезоны, а эвгленофитовые – зимой, весной и осенью. Золотистые водоросли входили в состав доминирующего комплекса зимой и осенью (то есть преимущественно в холодное время года). Синезеленые водоросли наоборот преобладали преимущественно в теплое время года (весной, летом и осенью). Доминирование синезеленых водорослей в летний период определяется, в первую очередь, влиянием температуры на их рост. Установлено [8], что многие таксоны *Cyanoprokaryota* имеют высокий температурный оптимум. В то же время температурный оптимум для развития *Chrysophyta* находится в диапазоне между 10 и 15 °С [1].

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Сравнительный анализ полученных данных позволил выявить как ряд общих закономерностей, так и некоторые отличия хода сезонной динамики фитопланктона. В 2008 и 2010 гг. максимальное количество видов планктонных водорослей отмечено в июле при наиболее высокой температуре воды. В обоих случаях он был вызван резким увеличением количества видов зеленых водорослей. При этом число видов водорослей, относящихся к другим отделам, на протяжении года варьировало в очень узких пределах. В оба периода исследований максимальные значения численности и биомассы планктонных водорослей также наблюдали летом.

В то же время отмечен и ряд отличий. В 2008 г. при более высокой (средней за сезон) температуре воды в зимний, весенний и осенний периоды средние за сезон количественные показатели развития фитопланктона были на порядок выше, чем в 2010 г. При этом летом при близких значениях температуры воды средние значения численности и биомассы планктонных водорослей были сходными. Летом 2008 г. средние значения численности и биомассы фитопланктона на порядок превышали аналогичные показатели, регистрируемые в зимний период. В то же время летом 2010 г. они были на два порядка выше, чем зимой.

Очевидно более высокая температура воды зимой, весной и осенью в 2008 г. стала причиной удлинения периода интенсивной вегетации фитопланктона, в результате чего в 2008 г. этот период продолжался с апреля до октября (7 месяцев), а в 2010 г. – с июня до сентября (4 месяца). Полученные данные могут быть использованы при оценке последствий глобального изменения климата.

## БИБЛИОГРАФИЯ

1. Волошко Л. Н. Хризофитовые (*Chrysophyceae*, *Synurophyceae*) водоемов Севера России: Автореф. ... дис. докт. биол. наук. – Санкт-Петербург, 2012. – 43 с.
2. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / Відп. ред. В.Д. Романенко. – НАН України. Ін-т гідробіології. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
3. Топачевский А.В., Масюк Н.П. Пресноводные водоросли Украинской ССР. – Киев: Вища школа, 1984. – 333 с.
4. Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Vol. 1. *Cyanoprokaryota*, *Euglenophyta*, *Chrysophyta*, *Xanthophyta*, *Raphidophyta*, *Dinophyta*, *Cryptophyta*, *Glaucocystophyta* and *Rhodophyta* / Eds. P.M. Tsarenko, S.P. Wasser & E. Nevo. – Ruggell: Gantner Verlag, 2006. – 713 p.; – Vol. 2. *Bacillariophyta*. – Ibid., 2009. – 413 p. – Vol. 3. *Chlorophyta*. – Ibid., 2011. – 513 p.
5. Grover J.P., Chrzanowski T.H. Seasonal dynamics of phytoplankton in two warm temperate reservoirs: association of taxonomic composition with temperature // *J. Plankton Research*. – 2006. – Vol. 28, N 1. – P. 1–17.
6. Katovsk J., Hauer T., Komárek J., Skcelov O. The list of cyanobacterial species of the Czech Republic to the end of 2009 // *Fottea*. – 2010. – Vol. 10, N 2. – P. 245–249.
7. Reynolds C.S. The ecology of freshwater phytoplankton. – Cambridge: Cambridge University Press, 1984. – 384 p.
8. Robarts R.D., Zohary T. Temperature effects on photosynthetic capacity, respiration, and growth rates of bloom-forming *Cyanobacteria* // *N. Z. J. Mar. Fresh. Res.* – 1987. – Vol. 21. – P. 391–399.
9. Sommer U., Gliwicz Z.M., Lampert W. et al. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters // *Arch. Hydrobiol.* – 1986. – Vol. 106. – P. 433–471.
10. Tian C., Pei H., Hu W., Xie J. Phytoplankton variation and its relationship with the environmental factors in Nansi Lake, China // *Environ. Monit. Assess.* – 2013. – Vol. 185, N 1. – P. 295–310.
11. Wacklin P., Hoffmann L., Komárek J. Nomenclatural validation of the genetically revised cyanobacterial genus *Dolichospermum* (Ralfs ex Bornet et Flahault) comb. Nova // *Fottea*. – 2009. – Vol. 9, N 1. – P. 59–64.

## ВОДНО-БОЛОТНІ УГІДДЯ, ТОРФОВИЩА УКРАЇНИ ТА АГРОЛАНДШАФТНИЙ ПІДХІД ЇХ ЕКОЛОГІЧНОГО МЕНЕДЖМЕНТУ

<sup>1</sup>Бондар О.І., <sup>2</sup>Гаврилов С.О., <sup>3</sup>Коніщук В.В.

<sup>1</sup>Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління

<sup>2</sup>Національний науковий центр «Інститут землеробства НААН»

<sup>3</sup>Екологічна асоціація «Західне Полісся – заболочений край»  
dei2005@ukr.net, s\_gavrilov@ukr.net, konishchuk\_vasyl@ukr.net

Збалансований соціально-економічний розвиток суспільства із врахуванням природоохоронних критеріїв – актуальне питання у всьому світі. Забезпечення належних умов проживання людей при цьому зберігаючи особливо цінні природні екосистеми є пріоритетним напрямом наукового обґрунтування раціонального природокористування і збалансованого розвитку територій. Питання методологічного аналізу розвитку вразливих торфових екосистем, водно-болотних угідь у період глобальних змін навколишнього природного середовища дуже важливі та пріоритетні враховуючи їх вагоме значення щодо ландшафтоутворення, водозапечення, специфічного біорізноманіття, фіторесурсного потенціалу, депонування парникових газів, біофільтрації забруднених речовин.

Дослідження пов'язані з впровадження положень ратифікованих Верховною Радою України міжнародних угод (Конвенція про водно-болотні угіддя, що мають міжнародне значення, головним чином як середовища існування водоплавних птахів, м. Рамсар, Іран, 2.02.1971 р. «Рамсарська конвенція»), виконанням указів Президента, постанов Кабінету Міністрів, законів та нормативно-правових актів (Положення про водно-болотні угіддя загальнодержавного значення, Постанова Кабміну України №166 від 8.02.1999 р.), проектів (Національна стратегія збереження водно-болотних угідь України, 2003), тощо.

Україна належить до найменш забезпечених власними водними ресурсами європейських держав. Основною їх складовою є річковий стік. В середній за водністю рік його загальний обсяг складає 87,1 куб. км. Значні водні ресурси зосереджені в озерах України, що розташовані по всій її території. За наближеною оцінкою, об'єм води в прісних озерах досягає 2,3 куб. км, в солоних озерах і лиманах – 8,6 куб. км. У болотах зосереджено близько 30 куб. км води, що належить до категорії зв'язаних вікових запасів. Прогнозні ресурси прісних підземних вод складають загалом 20,9 куб. км на рік, експлуатаційні ресурси 5,7 куб. км. Балансові запаси підземних вод, що гідравлічно не зв'язані з поверхневим стоком і є додатковими водними ресурсами місцевого формування, становлять близько 7 куб. км. Найбільші величини підземних вод залягають у басейнах Дніпра (61%), Сіверського Дінця (12%) і Дністра (9%). Крім прісних водних ресурсів у галузях економіки використовується близько 1 куб. км морської води. Вода більшості водних об'єктів України на сучасному рівні класифікується як забруднена і брудна (IV-V клас якості). Найгостріша ситуація спостерігається в басейнах річок Дніпра, Сіверського Дінця, річках Приазов'я, окремих притоках Дністра, Західного Бугу, де якість води класифікується як дуже брудна (VI клас). Для екосистем більшості водних об'єктів України властиві елементи екологічного та метаболічного регресу. Значною мірою це пов'язано з техногенним забрудненням та розораністю водозбірних ландшафтів. Зберігається тенденція до погіршення якості підземних вод внаслідок надходження до підземних горизонтів поллютантів зі стічними водами, а також інтенсивної експлуатації продуктивних водоносних горизонтів. Забруднені ділянки підземних вод поширені переважно в районах розміщення великих промислових і сільськогосподарських об'єктів. В Україні виявлено понад 290 сформованих осередків забруднення підземних вод в основних водоносних горизонтах, більш ніж на 90 діючих водозаборах спостерігається прогресуюче погіршення якості води. Підземні води, які продовжують залишатися основним, надійним джерелом водопостачання, особливо в сільській місцевості, не завжди відповідають вимогам до питної води, насамперед унаслідок підвищеного вмісту в них сполук нітратів, фосфору та бактеріологічного забруднення.



Кисневий режим у річках України був задовільним, за винятком локального та короткотермінового зменшення вмісту кисню у водах окремих річок та водоймищ в літній період. Останнє пояснюється зменшенням розчинності кисню при високих температурах води. У переважній більшості річкових басейнів України тривалий час спостерігається сприятлива тенденція до зменшення вмісту у воді мінеральних сполук азоту, які визначають рівень евтрофування природних вод. У річках Криму вміст азоту за останній рік не змінився, а у воді Дніпра відзначено тенденцію до його зменшення. У водах Дунаю, Південного Бугу, Дністра, в річках Криму та Приазов'я протягом останніх років спостерігалось незначне зниження вмісту мінеральних сполук фосфору. У водах Дунаю, Дніпра, Західного Бугу зафіксовано зменшення концентрації розчинених органічних речовин, в той же час у стоці Дністра та Південного Бугу їх вміст зростає. Забруднення важкими металами поверхневих вод більшості річок України має тенденцію до зниження. Найвищий вміст міді та марганцю в 2001 році спостерігався у басейні Дністра; цинку – у водах Південного Бугу та Сіверського Дінця; хрому – у басейні Західного Бугу. Найнижчий вміст усіх металів у водному середовищі, окрім міді, зафіксовано у водних об'єктах Криму. В той же час викликає тривогу помітне збільшення у воді вмісту фенолів, у першу чергу це притаманне річкам Приазов'я, що може бути пов'язане з впливом гірничо-видобувних районів Донбасу. Гальмівним фактором використання водних ресурсів є їх мінливість у часі: в природних умовах на частку весняного стоку припадає 60-70% на півночі і північному сході та до 80-90% на півдні. Територіальний розподіл водних ресурсів не відповідає розміщенню водоемних галузей господарського комплексу України. Найбільша кількість водних ресурсів (58%) зосереджена в річках басейну Дунаю у прикордонних районах, де потреба у воді не перевищує 5% її загальних запасів. Найменш забезпечені водними ресурсами Донбас, Криворіжжя, Крим та південні області України, де розташовані найбільші споживачі води. З метою усунення територіальної і часової нерівномірності розподілу стоку водозабезпечення в Україні здійснюється за допомогою 1,16 тис. водосховищ (загальний об'єм майже 55 куб. км), понад 28 тис. ставків, 7 великих каналів (загальна довжина 1021 км, пропускна здатність 1000 куб. м/с), 10 великих водоводів, якими вода подається у маловодні райони. Водосховища Дніпровського каскаду (корисний об'єм 18,7 куб. км) забезпечують більше половини обсягу водоспоживання в Україні. Створений в Україні багатогалузевий господарський комплекс споживає у процесі виробництва значні обсяги водних ресурсів, хоча за останні десять років валові потреби у воді зменшились на 40%. Вони задовольняються забором прісних вод з поверхневих (24%) та підземних (3%) джерел, шахтно-рудникових (близько 2%) та морських (понад 1%) вод, а також за рахунок використання води, залученої в оборотні системи водопостачання (70%). За останні роки стабілізувався обсяг води, залучений в системи оборотного водопостачання 41,3 куб. км., при цьому безповоротний забір води становить 5,3 куб. км або 31% усього об'єму забраної прісної води. Згідно ст. 3 Водного кодексу України усі води (водні об'єкти) на території України становлять її водний фонд.

До водного фонду України належать: 1) поверхневі води: природні водойми (озера); водотоки (річки, струмки); штучні водойми (водосховища, ставки) і канали; інші водні об'єкти; 2) підземні води та джерела; 3) внутрішні морські води та територіальне море.

До земель водного фонду (ст. 4) належать землі, зайняті: морями, річками, озерами, водосховищами, іншими водоймами, болотами, а також островами; прибережними захисними смугами вздовж морів, річок та навколо водойм; гідротехнічними, іншими водогосподарськими спорудами та каналами, а також землі, виділені під смуги відведення для них; береговими смугами водних шляхів.

На території України виявлено і розвідано 3118 торфових родовищ з геологічними запасами 2,2 млрд. т. Загальна площа родовищ (в нульовому контурі) становить 1 млн. га, в промислових межах – біля 600 тис. га, балансові запаси торфу становлять біля 735 млн. т. Запаси торфу на відведених під промислову розробку родовищах становлять 22,6 млн. т, а підготовлені промислові потужності по його видобуванню – 2100 тис. т (по виробництву торфобрикетів – 700 тис. т). Ресурси торфу – це значний енергетичний та агрохімічний

потенціал, торф використовується як комунально-побутове місцеве паливо і є джерелом сировини для інших галузей економіки. Загальний енергетичний потенціал промислових запасів торфу в Україні становить 836,5 млн. т умовного палива; доцільно-економічний потенціал або енергетичний потенціал балансових родовищ – біля 362 млн. т у.п. Основні типи торфу за водно-мінеральним живленням: верховий (оліготрофний), перехідний (мезотрофний), низинний (евтрофний), останній становить 95% загальної площі торфовищ. Торф видобувається на території 505 родовищ площею 240 тис. га, 71 родовище (50 тис. га) знаходиться в промисловому резерві і лише 83 родовища (100 тис. га) знаходяться під охороною. Інвентаризація не зовсім точна, практично не містить даних про біорізноманіття торфових екосистем. Торфові поклади крім ресурсної цінності як паливо, сировина хімічної, медичної галузі та органічні добрива сільського господарства представляє наукову цінність як банк даних палеоекологічної ситуації, а відмерла нерозкладена органіка як джерела інформації про зниклі види флори і фауни. Торфово-болотні відклади бореального типу цінні для реконструкції умов льодовикових періодів (голоцен), що особливо актуально в сучасний час глобальних змін клімату, потепління.

Існує три офіційні кадастри торфового фонду в межах України за 1959, 1967, 1999 рр. (Рис. 1). Проте, досі не виконано ретельних польових експедиційних досліджень з оновлення наявної інформації. Здебільшого існує протиріччя у термінах і визначенні поняття торфовище серед екологів та фахівців торфової галузі у відомстві Міністерства палива та енергетики України. Адже до родовищ часто включають різнотипні види боліт, а також торфовища різних басейнів річок, що в свою чергу ускладнює ідентифікацію цілісних торфово-болотних екосистем. Має місце низька деталізація картографічного матеріалу.

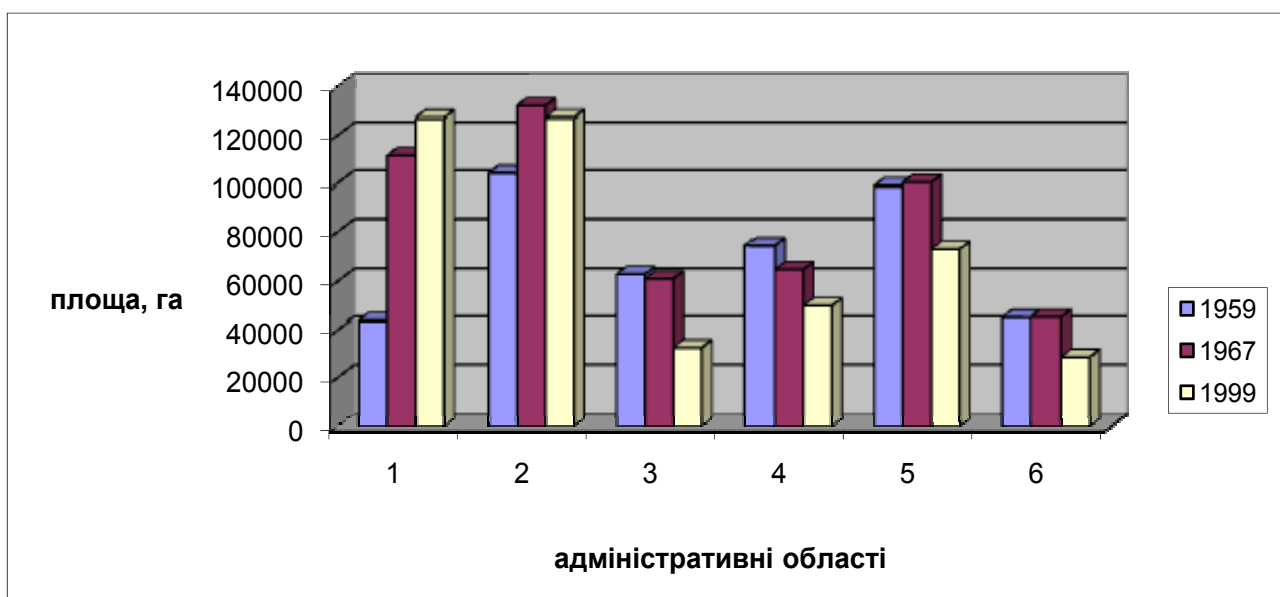


Рис. 1. Динаміка площі торфових родовищ в межах промислово-геологічних запасів Полісся України трьох торфових кадастрів за 1959, 1967, 1999 рр. (1 – Волинська, 2 – Рівненська, 3 – Житомирська, 4 – Київська, 5 – Чернігівська, 6 – Сумська область)

За нашими результатами аналітики та фундаментальних науково-дослідних робіт було визначено концепцію збалансованого розвитку водно-болотних угідь і торфовищ. Ми рекомендуємо встановити мораторій на осушення нових торфових родовищ, забезпечити більший спектр торфових боліт у структурі природно-заповідного фонду. Одним із основних завдань залишається екологічна паспортизація боліт, торфовищ, осушених земель. Досі не визначена стратегія раціонального використання, реабілітації, збереження торфовищ.

Облік торфових родовищ за групами промислового освоєння проводять у відповідності з рекомендаціями «Методические указания по распределению торфяных месторождений и участков по степени промышленного освоения», затверджені ВГО «Торфгеологія» і узгоджені з Міненерго УРСР у 1989 р. Всі родовища і ділянки торфу розподілені на 4 групи і 4 підгрупи: I – родовища торфу, які експлуатуються (функціонуючі агроугіддя і промислові кар'єри видобутку торфу); II – резервні, категорії А+В із середньою глибиною залягання більше 1,5 м, зарезервовані торфовидобувними підприємствами; III – перспективні для розвідки, категорії С<sub>1</sub>, С<sub>2</sub>, глибиною більше 1,5 м із кондиційним торфом; IV – інші (IVa – природно заповідні, IVb – осушені під лісові та агроугіддя, IVc – некондиційний за зольністю торф (більше 35%, а при наявності СаСО<sub>3</sub> – більше 10%), IVd – мілкопокладові торфовища з глибиною до 1,5 м не використовувані в сільському господарстві). Постановою Кабінету Міністрів України від 5.05.1997 р. затверджена Класифікація запасів і ресурсів корисних копалин Державного фонду надр. За ступенем геологічного вивчення запаси корисних копалин поділяються на дві групи: розвідані і попередньо розвідані. Класифікація родовищ торфу використовується стара, згідно Інструкції з розвідки торфу. За промисловим значенням і в залежності від ступеня вивченості і підготовки до промислового освоєння розподіляються на розвідані категорії А (база торфопідприємств), В (проекування торфопідприємств і агроугідь), С<sub>1</sub> (доцільність освоєння і детальної розвідки), попередньо оцінені С<sub>2</sub> (планування торфовидобутку, облік торфових ресурсів) і прогнозні, які поділяються на категорії Р<sub>1</sub> (раніше розвідані, переоцінені), Р<sub>2</sub> (оцінка за одиничними випробуваннями) (Таблиця 1). За типами торфовища поділяють на низинні, верхові, перехідні, змішані.

Таблиця 1. Геологічні запаси торфу України на 1.01.1999 р. (УкрГеоінформ)

Показники / Облaсті адмiнiстрaтивнi	Вiнницькa	Волинськa	Днiпропетровськa	Донецькa	Житомирськa	Закарпатськa	Запорiзькa	Iвано-Франкiвськa	Київськa	Кiровоградськa	Луганськa	Львiвськa	Миколаївськa	Одеськa	Полтавськa	Рiвненськa	Сумськa	Тернопiльськa	Харкiвськa	Херсонськa	Хмельницькa	Черкаськa	Чернiвецькa	Чернiвiвськa	АР Крим	Всього
Всього кiлькiсть родовищ	99	380	3	18	240	8	5	65	165	5	4	196	7	-	98	391	161	102	34	7	172	62	-	266	-	2488
Площа в межах промислов. глибини	8427	126950	47	458	32667	27	277	20347	49720	1193	23	45464	241	-	36637	126988	28682	14903	1587	1361	16709	15571	-	72748	-	583037
Геологiчнi запаси, тис. т	43454	438887	79	771	92518	59	343	14403	228188	2755	76	219940	400	-	116031	374593	105405	122405	4985	3608	75354	61031	-	260674	-	2165959
Розвiданi пл. >10 га кiлькiсть родовищ	47	226	-	-	187	-	-	35	50	-	-	130	-	-	51	329	111	77	-	3	80	37	-	198	-	1561
Розвiданi пл. >10 га площа, га	5359	106271	-	-	30781	-	-	20010	30155	-	-	35773	-	-	16290	121760	25875	13050	-	763	12193	13488	-	68087	-	483655
Розвiданi пл. >10 га запаси тис. т	31025	373013	-	-	83746	-	-	13412	145448	-	-	199391	-	-	69813	360460	100252	102256	-	2751	61009	52271	-	250444	-	1845291
Прогнознi пл. >10 га кiлькiсть родовищ	28	135	1	8	29	1	5	4	52	-	-	51	6	-	31	32	20	11	22	4	59	8	-	50	-	557

Прогнозні пл. >10 га площа, га	1976	20568	33	378	1486	13	277	204	10713	-	-	7488	231	-	19212	4785	1746	1181	1269	168	3654	1609	-	4435	-	81426
Прогнозні пл. >10 га запаси тис.т	7897	65589	56	613	7605	28	343	684	53659	-	-	19522	385	-	43719	12629	3764	11381	4419	419	11972	7479	-	9573	-	261736
Дрібно-контурні пл. <10 га кількість родовищ	21	19	2	10	9	7	-	24	6	-	4	13	1	-	10	28	24	14	5	-	31	12	-	16	-	256
Дрібно-контурні площа, га	157	111	14	80	75	14	-	97	34	-	23	83	10	-	72	192	165	94	36	-	224	54	-	97	-	1632
Дрібно-контурні запаси тис.т	470	285	23	158	162	31	-	248	96	-	76	341	15	-	207	542	432	796	109	-	582	231	-	369	-	5173
Затоплені, забруднені, забудовані кількість родовищ	3	-	-	-	15	-	-	2	57	5	-	2	-	6	2	6	-	7	7	-	2	5	-	2	-	114
Затоплені, забруднені, забудовані площа, га	935	-	-	-	335	-	-	36	8818	1193	-	320	-	1063	251	896	578	282	430	-	638	420	-	129	-	16324
Затоплені, забруднені, забудовані запаси тис.т	4062	-	-	-	1005	-	-	59	28985	2755	-	686	-	2292	962	957	7972	457	438	-	1791	1050	-	288	-	53759

Дуже важливо провести детальну екологічну паспортизацію всіх водно-болотних угідь і осушених торфовищ з метою їх збалансованого розвитку, раціонального використання, охорони, збереження і відтворення на біогеоценозному, в тому числі на агроландшафтному рівні, а не лише за гідробасейновим принципом.

Фоновий (науковий) моніторинг на торфовищах проводиться лише частково у об'єктах природно-заповідного фонду загальнодержавного значення з наявністю наукових відділів і спеціалістів. Цим процесом охоплені лише заповідники та національні природні парки. Облік забруднень, моніторинг біорізноманіття, фенологічні, погодні, хімічні дослідження на водно-болотних угіддях, торфовищах системно і комплексно не проводиться. Здійснюються лише фрагментарні дослідження зоологами і ботаніками в межах своїх наукових планів, або дисертаційних робіт, також окрема інформація збирається обласними управліннями водного господарства, гідропостами, санепідемстанцією і деякими іншими організаціями. Нажаль уніфікована, інтегрована система управління, моніторингу на ландшафтному рівні відсутня.

З метою інтерактивного, інтегрованого та ефективного екологічного менеджменту необхідно впровадити електронну базу даних (див. схему нижче).

#### БАЗА ДАНИХ

«Водно-болотні угіддя і торфовища України»

The Data Base «Wetlands & Peatlands of Ukraine»

(The English language of programs *Microsoft Office Access*)

Algorithm Data Base

1. TYPE & NAME → 2. GEOGRAPHY → 3. CHEMISTRY → 4. BIOTA →

5. ECOLOGY → 6. MANAGEMENT → 7. BIBLIOGRAPHY

#### Блоки як ключові компоненти таблиць

##### 1. Типи і назви екосистем: (TYPE & NAME)

болото, водосховище, гирло, дельта, джерело, ефемерна водойма, заболочене урочище, затока, річка, струмок, канал, кар'єр затоплений, копанка, лиман, озеро, острів, плав, плавні, під, протока, рів, став, стариця, торфовище осушене (рілля, лука) ... (за Водним кодексом)

##### 2. Фізико-географічні характеристики: (GEOGRAPHY)

адміністративне (область, район, населений пункт) і фізико-географічне розташування, координати, генезис, приналежність до гідрологічного басейну, тип живлення, площа, глибина, склад відкладів, тип ґрунту, материнська порода, проточність, колір, запах, прозорість, мутність ... (за ДСТУ, Водна Директива ЄС)

**3. Хімічні характеристики:** (CHEMISTRY)

солоність, прісність, кислотність, поліюантани, хімічний склад, радіація ... (за ДСТУ, ВД ЄС)

**4. Біотичні характеристики:** (BIOTA)

флора, фауна, рослинність, біоценози, екотопи ...

**5. Екологічні характеристики:** (ECOLOGY)

фактори впливу, забруднення, статус охорони (ПЗФ, Рамсарський список, екомережа), рідкісні види та ценози біоти (ЧКУ, ЗКУ, ЧС)

**6. Природокористування:** (MANAGEMENT)

відомство, галузь, господарство, моніторинг

**7. Бібліографія, інформаційні джерела:** (BIBLIOGRAPHY)

література, карти, науково-дослідні звіти.

Зважаючи що Україна представлена переважно агроландшафтами (близько 80% території), необхідно забезпечити в першу чергу кадастр і екологічну паспортизацію гідроекосистем і торфовищ, у тому числі в межах агросфери. Наступним етапом мінімізації негативного впливу сільського господарства буде уніфікований, оптимальний моніторинг забруднень водно-болотних угідь і торфовищ у результаті сільськогосподарської діяльності. У процесі формування екомережі особливу увагу варто приділити веденню сільського господарства поруч із гідроекосистемами, попередити і не допустити скид органіко-мінеральних добрив, посилити контроль дотримання екобезпеки застосування пестицидів, гербіцидів, інсектицидів, ін.

Ефективність екологічного менеджменту водними об'єктами в агросфері визначається логістикою раціональних заходів, як щодо оптимальності природокористування так і щодо забезпечення охорони навколишнього природного середовища на ландшафтному рівні.

## **ДИНАМИКА ФЛОРЫ ОЗЕРА ВАЛДАЙСКОЕ ИВАНОВСКОЙ ОБЛАСТИ**

*<sup>1</sup>Борисова Е.А., <sup>2</sup>Шилов М.П., <sup>2</sup>Курганов А.А.*

<sup>1</sup>Ивановский государственный университет,

<sup>2</sup>Ивановская сельскохозяйственная академия, Россия, г. Иваново  
floraea@mail.ru

В настоящее время в системе приоритетов охраны природы особая роль принадлежит водно-болотным комплексам. Экосистемы болот и озёр характеризуются высоким биологическим разнообразием, а так же являются местообитаниями редких и уязвимых видов. В Ивановской области, расположенной в междуречье Волги и Клязьмы, насчитывается около 100 озёр различного происхождения, болота занимают площадь более 44 тысяч га. Именно озёрно-болотные комплексы региона формируют основу его экологического каркаса [1].

К числу уникальных озёр области относится озеро Валдайское, расположенное всего в 3 северо-восточнее областного центра – Иваново, между д. Сергиевское и д. Бяково. Это озеро – один из первых памятников природы нашей области, он получил статус ООПТ еще в 1965 году.

Озеро Валдайское находится в неглубокой замкнутой котловине, имеет овальную форму, вытянутую в северном направлении со слабо изрезанными, отлогими местами заболоченными берегами. Площадь его акватории составляет 27,1 га. Озеро ледникового происхождения, бессточное, его питание снеговое, дождевое и грунтовое. Дно озера

спускается сначала, довольно полого, затем падение резкое и асимметричное, максимальная глубина – 13 м.

В 1920–30-х гг. озеро Валдайское и его прибрежная зона были детально обследованы, здесь проводились полустационарные исследования [5]. Состав и структура флоры и растительного покрова изучались Н.В. Козулиным и Л.Я. Чернышевой [4]. Н.И. Цешинской был выявлен богатый состав альгофлоры, всего было отмечено 286 видов водорослей из различных систематических групп [10].

Начиная с 1980-х гг., практически ежегодно нами проводятся флористические исследования озера, включая мониторинг популяций редких видов растений. Поэтому можно отметить тенденции динамики флоры и охарактеризовать направленность процессов ее формирования, прогнозировать изменения в будущем.

Находясь в непосредственной близости к областному центру, озеро является местом массового летнего отдыха населения. Многолетняя стихийная рекреация привела к деградации озёрно-болотных экосистем, загрязнению водоёма. Изменилась площадь озера, береговая линия и структура растительности.

Практически за 90 летний период площадь акватории озера сократилась на 2,2 га. По измерениям 1922 г. [8] акватория озера была 29,3 га, в 1948 г. – 27,6 га, что, по мнению А.С. Борисовского [2], связано с уничтожением леса на водосборной площади и вокруг д. Бяково. До 1920 г. лес опоясывал озеро почти сплошным кольцом, подступая непосредственно к воде. Интенсивная рубка леса была проведена в 1939 г. в связи со строительством на северном берегу д. Бяково. В 1970–1980 гг. из озера в значительных объёмах забиралась вода для орошения культурных пастбищ, что оказало влияние на гидрологический режим озера и прилегающей к нему территории. Согласно измерениям 2013 г. акватория озера составляет – 27,1 га.

Так же из-за эвтрофикации и загрязнения воды, значительно снизилась её прозрачность: с 8 м до 1,6–1,8 м [11].

В целом, несмотря на нарушенность экосистем озера и окрестностей, его флора остается богатой, что обусловлено разнообразием экотопов и растительных сообществ. С южной стороны озера распространены сосновые и елово-сосновые леса, с северной – сырые смешанные леса. Луга представлены злаково-разнотравными ценозами с доминированием овсяницы красной, вейника наземного, герани лесной, лисохвоста лугового. В понижениях, ближе к берегу озера распространены луга с доминированием вейника седеющего с участием щучки дернистой, полевицы собачьей, а также с сырые луга с преобладанием валерианы лекарственной.

Западные берега озера заболочены, здесь распространены низинные болота с доминированием осоки вздутой, вахты трехлистной, сабельника болотного, болотницы болотной, хвоща приречного, сабельника болотного. Фрагменты сфагновых болот сохранились только на юго-западном берегу.

Водная растительность озера представлена сообществами макрофитов с доминированием ежеголовников прямого, всплывшего и злакового, рдеста плавающего горца земноводного. Из погруженных растений отмечены элодея канадская и роголистник тёмно-зеленый, рдест курчавый и другие. Заросли макрофитов имеют поясное, концентрическое расположение.

В результате наших исследований и обобщения имеющихся литературных данных, к 2013 г. в окрестностях озера Валдайское было отмечено 237 видов сосудистых растений, относящихся к 5 отделам, 7 классам, 60 семействам и 142 родам.

Во флоре озера и его прибрежной зоны преобладают представители семейств *Compositae* (32 вида), *Graminae* (27 видов), *Cyperaceae* (17 видов), *Rosaceae* (16 видов), *Salicaceae* (12 видов), которые являются ведущими по числу видов во флоре Ивановской области.

Во флоре озера и его прибрежной зоне отмечено большое число редких видов растений. Среди них 5 видов (*Sparganium gramineum*, *Eriophorum gracile*, *Salix lapponum*,

*Elatine hydropiper*, *Kadenia dubia*) включены в Красную книгу Ивановской области [6], один вид (*Isoëtes echinospora*) – в Красную книгу России [7]. Более 20 видов растений относятся к редким, нуждающимся в охране на территории области, например, *Juniperus communis*, *Salix phylicifolia*, *Salix rosmarinifolia*, *Convallaria majalis*, *Platanthera bifolia*, *Trollius europaeus*, *Pulmonaria obscura*, *Oxycoccus palustris*, *Daphne mezereum*, *Campanula persicifolia*, *Galium trifidum* и другие.

Популяции некоторых редких видов продолжают оставаться стабильными (например, *Salix lapponum*). Небольшие группы и одиночные экземпляры этого очень редкого вида флоры области встречаются на восточном и западном берегах озера, преимущественно на открытых сплавинах, а также в сообществах с *Betula alba* и в кустарниковых зарослях других видов ив (*Salix aurita*, *S. cinerea*, *S. myrsinifolia*, *S. rosmarinifolia*, *S. starkeana*, *S. triandra*).

Некоторые редкие виды, например, *Elatine hydropiper* и *Kadenia dubia* не отмечались в 1920-х гг. Они были найдены только в результате наших исследований.

Анализируя состав флоры различных временных периодов, следует отметить, что многие редкие виды и даже обычные местные растения значительно сократили свою численность, причем, некоторые, вероятно, исчезли.

В 1920-х гг. *Isoëtes echinospora* встречался почти по всему периметру озера на глубине от 50 до 110 см. Он образовывал местами большие группы на открытых местах, свободных от макрофитов [4]. В последние десятилетия вид встречается небольшими группами и одиночными экземплярами, причём отмечается не каждый год. Численность *Isoëtes echinospora* за прошедшие 88 лет резко сократилась из-за вытеснения его *Elodea canadensis*, интенсивного использования озера для купания и эвтрофикации водоёма.

Сократились и популяции *Sparganium gramineum*. В 1920-х гг. вид встречался на глубине 140–240 см, образуя сплошное кольцо шириною от 3 до 16 м, на расстоянии 30–110 м от берегов, в сообществе с *Ceratophyllum demersum* [4]. В настоящее время от сплошного кольца сохранились лишь отдельные группировки. Вероятно, это связано с деятельностью рыбаков, использованием лодок, а также уничтожением зарослей этого растения в местах купания людей.

В прибрежной зоне озера, на сплавинах в 1920-х гг. отмечались *Eriophorum gracile*, *E. angustifolium*, *Drosera rotundifolia*, *Peplis portula*, *Chamaedaphne calyculata*, которые не удалось обнаружить в последние десятилетия, вероятно, эти виды исчезли в связи с нарушением гидрологического режима и деградацией верховых торфяников. Например, *Eriophorum gracile* в 1920-х гг. встречалась в западной, северо-западной и юго-западной частях озера, на торфянистой почве, в сообществах с доминированием *Menyanthes trifoliata*, *Calamagrostis canescens*, *Carex lasiocarpa*, полосой шириною 6–20 м [4]. В последние годы повторить находки вида не удается.

Не были найдены и ранее отмечаемые здесь обычные виды, например, *Callitriche palustris*, *Melampyrum arvense*, *Pedicularis palustre* и др.

С другой стороны, флора в окрестностях озера значительно пополнилась чуждыми (адвентивными) видами растений различного происхождения. В воде озера в массе встречается заросли *Elodea canadensis*. В прибрежной полосе отмечены североамериканские виды – *Bidens frondosa*, *Epilobium adenocaulon*, *Juncus tenuis*. Вдоль дорог, на лугах по берегам озера в массе встречаются *Lupinus polyphyllus*, *Solidago canadensis*, реже *Symphytum caucasicum*. Активно расселяется *Galega orientalis*, выращиваемый в 1990-х гг. на полях близ озера как кормовое растение.

В подлеске и на опушках елово-берёзовых и елово-сосновых лесов распространены *Amelanchier spicata*, *Malus domestica*, *Sambucus racemosa*, вдоль дорог группировки формирует *Acer negundo*. Здесь обычно встречаются другие заносные виды, например, *Chamomilla suaveolens*, *Erigeron canadensis*, *E. annuus*, *Heraclium sosnowskyi*. Эти виды относятся к инвазионным и включены в Чёрную книгу флоры Средней России [3]. За динамикой их численности и распространением необходимо организовать мониторинг.

Во флоре прибрежной зоны и окрестных лесах присутствуют многие сорно-рудеральные виды (*Berteroa incana*, *Capsella bursa-pastoris*, *Cirsium arvense*, *Galeopsis bifida*, *Matricaria perforata*, *Polygonum aviculare*, *Potentilla norvegica*, *Stellaria media* и др.). *Arctium tomentosum*, *Artemisia vulgaris*, *Cirsium arvense* образуют высокие бурьянистые заросли. На лугах часто встречаются заросли *Anthriscus sylvestris*, *Chamaenerion angustifolium*, *Melilotus albus*, *Urtica dioica*. Это связано с нарушением растительного покрова в результате значительной антропогенной нагрузки. В погожие летние дни на берегах озера насчитывается от 50 до 160 автомобилей. Большинство машин останавливаются вблизи уреза воды, организуются стихийные пикниковые точки, палаточные лагеря, оставляется бытовой мусор. В последние годы северный и западный берега озера стали застраиваться коттеджами.

Высокое биологическое разнообразие озера Валдайское и его ближайших окрестностей, участие в составе флоры многих редких видов растений и наличие типичных растительных сообществ позволило присвоить ему статус перспективной («Candidate» - RU3700249) территории Изумрудной сети Решением Исполкома Европейской конвенции о сохранении дикой природы и естественной среды обитания [9].

По итогам комплексного экологического обследования памятника природы «Озеро Валдайское», проведенного в 2013 г., была произведена его реорганизация, осуществлены земельно-кадастровые работы. В результате площадь памятника природы была увеличена до 37,7 га, была сформирована охранный зона площадью 51,1 га. В границах памятника природы на юго-западном берегу был выделен участок-резерват, площадью 2,46 га, который отличается высоким биологическим разнообразием и присутствием редких видов растений и животных. Также были четко определены режимы охраны, разработаны предложения по организации системы экологического мониторинга и разработаны рекомендации по допустимым видам и целям использования ООПТ.

Надеемся, что все это позволит сохранить озеро Валдайское и его прибрежную зону как важный водно-болотный комплекс региона, а также поддерживать в стабильном состоянии гидрологический режим озера, предотвратить его обмеление, зарастание и деградацию прибрежных экосистем.

Контроль за соблюдением режима охраны озера Валдайское и регламентированная рекреация позволят поддерживать высокий уровень биоразнообразия, стабильность растительных сообществ, обеспечит охрану местообитаний редких и исчезающих видов растений.

Флористические исследования озера Валдайское и его прибрежной зоны необходимо продолжить, регулярно осуществлять мониторинг популяций редких видов, контролировать распространение инвазионных растений.

#### БИБЛИОГРАФИЯ

1. Борисова Е.А., Шилов М.П. Формирование экологической сети Ивановской области на основе выделения ботанических ядер // Географические основы формирования экологических сетей в России и Восточной Европе. М.: КМК, 2011. С. 48–53.
2. Борисовский А.С. Материалы по физической географии Ивановской области // Природа Ивановской области. Иваново, 1968. С. 5–35.
3. Виноградова Ю.К., Майоров С.Р., Хорун Л.В. Черная книга флоры Средней России: чужеродные виды растений в экосистемах Средней России. М.: ГЕОС, 2010. 512 с.
4. Козулин Н.В., Чернышева Л.Я. Растительные сообщества Валдайского озера // Тр. Иван.-Вознес, губ. науч. о-ва краеведения. Иваново-Вознесенск, 1925. Вып. 3. С. 82–106.
5. Кордэ Н.В., Ласточкин Д.А. Валдайское озеро. Очерк населения озера и его гидрологическая характеристика. Ч. 2. Иваново-Вознесенск, 1930. 120 с.
6. Красная книга Ивановской области. Т.2. Растения и грибы / под ред. В.А. Исаева. Иваново, 2010. 192 с.



7. Красная книга Российской Федерации. Растения и грибы / отв. ред. В.Ю. Трутнев, Р.В. Камелин, Л.В. Бардунов и др. М., 2008. 855 с.
8. Панкрышев Л.А. Валдайское озеро, ч. 1. Тр. Иваново-Вознесенского губ. об-ва краеведения. 1924, вып. 2.
9. Территории особого природного значения Ивановской области // Изумрудная книга Российской Федерации. Территории особого природного значения Европейской России. Представления по выявлению. Ч. 1. М.: Ин-т географ. РАН, 2011–2013. С. 67–69.
10. Цешинская Н.И. Водоросли (Algae) // Тр. Иван.-Вознесен. науч. об-ва краеведения. 1924. Вып. 2. С. 17–29.
11. Шилова Т.Н., Шилов М.П. Озеро Валдайское – рефугиум редких видов флоры // Актуальные проблемы и перспективы развития агропромышленного комплекса. Иваново, 2009. Т. 1. С. 109–110.

## БОТАНІЧНИЙ СКЛАД ТА БУДОВА ТОРФОВИЩ ЗАХІДНОГО ПОДІЛЛЯ

*[Брадiс Є.М. ], <sup>1</sup>Балашiв Л.С.*

<sup>1</sup>Кам'янець-Подільський національний університет ім. Івана Огієнка  
lsbalashov@ukr.net

Торфовища України досліджені достатньо повно як з ресурсознавчого, так і з наукового погляду [6, 8, 10, 11]. Було встановлено нерівномірність поширення болот і торфовищ. При загальній заторфованості території України біля 1,3 % на Поліссі вона сягає 5,6 %, на Малому Поліссі та Розточчі – 2,6 %, в Лісостепу біля 1,1%, в Степу – 0,03 %. В лісостеповій частині України для торфонакопичення несприятливі кліматичні та геоморфологічні умови. Тому там значно менше торфовищ ніж на Поліссі. До того ж в межах Лісостепу вони поширені нерівномірно. На відміну від придніпровської смуги та значної частини Лівобережжя, де зустрічаються торфовища площею в кілька тисяч гектарів, в основних лісостепових районах торфовищ мало і вони займають невеликі площі. Подільський Лісостеп характеризують наступні дані щодо заторфованості: при загальній площі регіону 50,3 тис кв.км площа торфових боліт дорівнює 41,1 тис га, тобто заторфованість не перевищує 0,74 % (при загальній заболоченості 0,8 %), а середня площа торфових боліт досягає 144 га при середній глибині торфа 2,16 м, а загальна кількість торфових боліт – 198. [5, 8]. Саме через Лісостеп проходить південна межа масового поширення торфових боліт в Україні і в Степу відомо лише 65 боліт з покладами торфу. Щоправда одне з них - Кардашинське торфовище – має площу до 2000 га та глибину торфу до 4 м. Приклади профілів боліт Поділля нами було вказано в попередніх публікаціях [3, 7, 8]. Відповідно до геоморфологічних умов вони мають коритоподібний вигляд, як долини річок, в яких вони утворилися, (бол. «Вовк»), або однобічно заглиблений, у випадку глибоких долин зі стрімкими берегами (бол. «Гарбузівське»).

Цю межу поширення торфовищ досить наочно можна бачити на Західному Поділлі, де в північній частині зустрічаються досить глибокі торфовища різного типу, а в південній його частині, в Середньому Придністров'ї їх зовсім немає [2]. Разом з тим наслідки вивчення значної кількості торфовищ цього регіону, які були досліджені у 1963-64 р. нами під керівництвом професора Брадіс Є.М. [7, 3] і проаналізовані на ботанічний склад (ботанічний аналіз зразків торфу виконувала В. Плахотникова, лаборант Є.М. Брадіс під її керівництвом) не були опубліковані. Лише профіль болота «Скалатське» (Тернопільська обл.) та один з профілів з болота «Вовк» (Хмельницька обл.) ввійшли до монографії «Торфово-болотний фонд УРСР...» [8]. Більша їх частина не потрапили до наукових видань. Тому вважаємо за необхідне опублікувати наслідки вивчення торфовищ Західного Поділля. Є.М. Брадіс відмітила, що торфові поклади подільських боліт мають досить одноманітний склад і будову. Більшість покладів належить до багат шарово-драговинного виду, рідше - до очеретяного,

зрідка – до багат шарово-лісово-драговинного, драговино-лісового та гіпново-лісового. Відповідно вони складені очеретяними, осоково-очеретяними або очеретяно-осоковими, деревно-очеретяними, осоковими та гіпново-осоковими торфами середнього, рідше доброго ступеню розкладу при дуже високій зольності. При цьому в торфових покладах часто трапляються мінеральні прошарки та зверху вони бувають вкриті мінеральним наносом за рахунок змиву з прилеглих схилів (Брадів, 1973). Вважаємо, що більшість боліт Поділля розвинулися шляхом заболочування глибоких річкових долин. При цьому водно-мінеральний режим регіону зумовив дуже високу мінералізацію торфів. Вони часто замулені, просякнуті вапном, іноді мають домішку піску. Вміст вапна перевищує 20 %, окислів заліза досягає 6%, а фосфору – 0,5 %. Торфи на цих болотах слабо кислі або нейтральні, інколи слабо лужні (рН коливається від 6,6 до 7,4) [8]. Розглянемо склад та будову деяких торфовищ. (В зв'язку з лімітованим обсягом статті наводимо ботанічний склад торфовищ лише по одному пікету з найбільшою глибиною покладу). Болото Гарбузівське, що розміщується в лівобережній заплаві р.Пр.Серет біля с. Перепельники, (Зборівський р-н, Тернопільська обл.), було підсушене, використовується як випас-сіножать, має дрібноосоково-гіпновий травостій з покриттям від 60 до 90 % покриття трав та до 40-60 % підсихаючих мохів. Можна бачити характерні для боліт Поділля мінеральні наноси в прибережній частині, товщина яких досягає 30-50 см, інколи доходить до 80 см. Поклад бол. Гарбузівське відноситься до багат шарово-драговинного виду (Рис.1 А). Зміна шарів торфу від очеретяного та осоково-очеретяного до очеретяно-осокового та осокового відбувалася досить закономірно і типово для українських боліт. Прошарки гіпново-очеретяного та осоково-гіпнового торфів і шарів торфу зі значним замуленням піском та вапном відображують періодичні зміни гідрологічного режиму та посилення змиву з оточуючих схилів. Останнє може бути пов'язане з вирубкою лісу на схилах та їх розорюванням. Підстиляється сіруватою глиною, верхній шар (0,15-0,2 м) якої гумусова ний, з залишками очерету. Болото Бубнівське (або «Безим'яне» за «Торф. фондом Укр. ССР», №116) розташоване в заплаві р. Мшанець на півд.схід від с.Велика Бубнівка (Краснянський р-н, Хмельницька обл.) Торфовище частково вироблене вручну, невеликі кар'єри-копанки опливають. Рослинний покрив створюють розріджені зарості чагарникових верб з переважанням в.сизої та болотного різнотрав'я. Його поклад належить теж до багат шарово-драговинного виду і складається виключно з очеретяних, осоково-очеретяних та осокових торфів помірного ступеня розкладу (від 20 до 40 %) (Рис. 1 В). Деякі шари торфу містять значні домішки піску та вапна у вигляді залишків черепашок. Підстиляється сірим суглинком частково гуміфікованим. Бол. Грузевицьке розташоване в заплаві верхньої течії р. Півд. Буг на захід від с. Грузевиця (Хмельницький р-н та обл.). Заплава, ширина якої в цьому місці досягає одного кілометра, має рівну поверхню з залишками осокових купин. Поклад належить до рідкісного на Поділлі драговино-лісового виду. Він складений у верхній частині драговинними видами торфу (Рис. 1С) – травяно-очеретяним, очеретяним та осоково-очеретяним, а нижній шар складає деревно-очеретяний торф з залишками вільхи, верби та берези. З глибиною від 4,5 м торф переходить у сапропелевий торф з залишками очерету та водних рослин, що свідчить, що починалося його утворення з водойми. Підстиляється такий поклад сизою глиною. Болото Помнерки (Семиківське) розташоване в долині невеликого струмка Студенка, (мала притока р. Стрипа) біля с. Соснів (Теребовлянський р-н) та с.Росоховатець (Козівський р-н, Тернопільська обл.) Болотна рослинність починається відразу від схилу лівого мінерального берега, а вже через 5 м. глибина торфу сягає 2,75 м. Місцями на поверхні стоїть вода (до 10 см). В трав'яному покриві домінують осока гостра, очерет звичайний, хвощ топяний з домішкою вахти та калужниці болотної. Торфопоклад належить до багат шарово-драговинного виду. (Рис. 1 D). Зверху він вкритий на 10-20 см мінеральними, переважно піщаними наносами. На профілі видно кілька шарів дуже замуленого торфу. При цьому мінеральні домішки складає не лише пісок, а й значна кількість вапна (зразки «вскипають» від пробі соляною кислотою). По профілю чергуються очеретові та осоково-очеретові торфи. Нижній шар складає очеретовий торф високого ступеня розкладу. Торфопоклад підстиляється сіро-голубою глиною, верхній

шар якої (до 50 см) сильно гуміфікований і вміщує велику кількість залишків очерету. Це одне з небагатьох торфових боліт, яке має з 1980 р. охоронний статус – заказник площею 164 га.

Наведені приклади стратиграфічної будови торфовищ є типовими для Західного Поділля і охоплюють майже усі види торффу, які тут зустрічаються.

### ВИСНОВКИ

Сучасний стан охорони торфових боліт Поділля не відповідає існуючим вимогам охорони та збереження біорізноманіття в Україні. Необхідно збільшити кількість охоронюваних торфових боліт як таких, що є найбільш південними в Україні, своєрідні за походженням, видовим багатством флори і фауни та складом торфовищ. При цьому визначення серед боліт регіону нових об'єктів під охорону потребує повної паспортизації торфово-болотних угідь за формою екологічного паспорта [4]. Використання торфів регіону як добрива має малі перспективи в зв'язку з його високою зольністю [5].

Земельним органам Поділля та сучасним господарям землі слід приділити велику увагу використанню торфових боліт як орних земель. Торф тут досить родючий і за умов правильного осушення та додержання усіх правил агротехніки може забезпечити високі врожаї різних культур. Дуже корисне перетворення деяких осушених боліт при помірному осушенні на сіяні луки. При цьому слід пам'ятати, що при відборі об'єктів для осушення треба враховувати його можливий вплив на прилеглу річку та оточуючі суходоли.

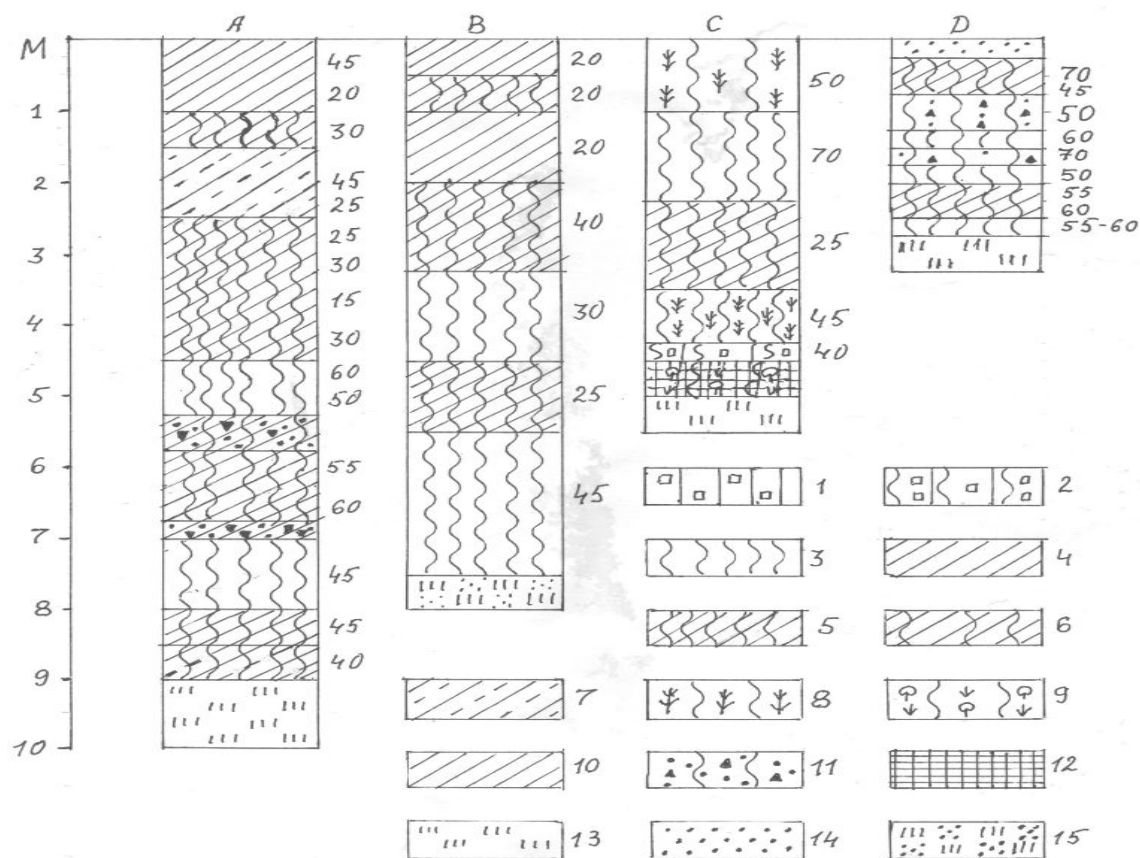


Рис. 1. Стратиграфічна будова деяких боліт Західного Поділля:

А – «Гарбузовське»; В – «Бубнівське»; С – «Грузевицьке»; Д – «Помнерки» (Семиківське). Умовні позначенні: 1 - деревний (вільховий) торф; 2 - очеретяно-деревний т.; 3 - очеретяний т.; 4 - осоковий т.; 5 - осоково-очеретяний т.; 6-очеретяно-осоковий т.; 7 - осоково-гіпсовий т.; 8 - трав'яно-очеретяний т.; 9 - очеретяний з залишками водних рослин т.; 10 - осоковий т. з домішкою піску; 11 - очеретяний т. з домішкою піску та вапна ; 12- сапропелевий торф з залишками очерету та водних рослин; 13 - глина; 14 - пісок; 15 - суглинок. Цифри на профілях праворуч - ступінь розкладу та зольності торффу (в %).

## БІБЛІОГРАФІЯ

1. Балашев Л.С. Современное состояние болот Лесостепи // Изменение растительности и флоры болот УССР под влиянием мелиорации. - К.: Наук. думка, 1982. – С. 110-121.
2. Балашов Л.С. Різноманіття трав'яних боліт Кам'янецького Придністров'я / Балашов Л.С., Любінська Л.Г., Кузь І.А. // Екологія боліт і торфовищ (Зб. наук. статей, головн. ред. В.В. Коніщук), К., 2012. - С. 42-48.
3. Балашов Л.С. Торфовища Західного Поділля та їх особливості // Екологія водноболотних угід і торфовищ (Зб.наук. статей, голов. ред.. В.В.Коніщук)- К., 2013.- С. 11-16.
4. Бондар О.І ., Коніщук В.В. Наукові основи екологічної паспортизації боліт, торфовищ та осушених земель України // Екологія боліт і торфовищ (Зб. наук. статей, головн. ред. В.В. Коніщук), К., 2012. – С. 26-41.
5. Брадис Є.М. Торфяной фонд УССР и возможности его использования на удобрение. – Киев: «Нииместтоппром», 1962, Информ. листок № 892. – 5 с.
6. Брадіс Є.М., Бачурина Г.Ф. Болота УРСР. – К.: Наук. думка, 1969. – 241 с.
7. Брадис Е.М. Болота Западной Подолии // Брадис Е.М., Балашов Л.С. Природа болот и методы их исследований. – Л.: Наука, 1967. – С. 43-46.
8. Брадіс Є.М. Торфово-болотний фонд УРСР, його районування та використання.- К.: Наук. думка, 1973. – 264 с. // Брадіс Є.М., Андрієнко Т.Л., Кузмичов А.І., Батячев Є.Б.
9. Зеров Д.К. Болота УРСР: рослинність і стратиграфія. – К.: Вид. АН УРСР, 1938.- 164 с.
10. Торфяной фонд Украинской ССР – М.: Главторфофонд, 1959. – 984 с.

## МОХОПОДІБНІ РІВНЕНСЬКОГО ПРИРОДНОГО ЗАПОВІДНИКА

<sup>1</sup>*Вірченко В.М.*, <sup>2</sup>*Орлов О.О.*, <sup>3</sup>*Головко О.В.*

<sup>1</sup>Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України, м. Київ

<sup>2</sup>Поліський філіал УкрНДІЛГА ім. Г.М. Висоцького  
Держлісагентства та НАН України, м. Житомир

<sup>3</sup>НПП Дермансько-Острозький, м. Острог

*v\_virchenko@ukr.net, orlov.botany@gmail.com, oksana\_golovko@ukr.net*

Рівненський природний заповідник (РПЗ) був створений у Рівненській обл. у 1999 році на основі чотирьох великих заказників: Білоозерського (Володимирецький р-н), Перебродівського (Дубровицький р-н), Сира Погоня (Рокитнівський р-н) та Сомине (Сарненський р-н). Площа заповідника становить понад 47000 га. У його рослинному покриві переважають ліси і болота. В складі болотної рослинності добре представлені мезотрофні та оліготрофні болота. Евтрофні болота, для яких характерне багате живлення, займають невеликі площі; серед них виявлені лісові та трав'яні болота. Так само трав'яно-мохові (осоково-гіпнові) болота мало поширені в РПЗ. Серед лісів основні площі займають соснові ліси, часто зі значною участю берези. Вони представлені переважно зеленомоховою, чорницево-зеленомоховою та чорницевою групами асоціацій. Соснові ліси лишайникові розташовуються серед зеленомохових угруповань і займають верхівки піщаних дюн, верхні частини їх схилів, а також рівні ділянки з найбільш бідними піщаними ґрунтами та глибоким рівнем ґрунтових вод. Фрагментарно, у зниженнях поміж піщаними горбами трапляються соснові ліси молінієві та довгомохові. Ці угруповання є екотоном між лісовою і болотною рослинністю. У складі лісів виявлені також соснові та березово-соснові ліси сфагнові. Локально, лише там, де на поверхню виходить морена, сформувались листяні ліси з участю граба та дуба. Також незначні площі займають ліси формації вільхи чорної [9, 10].

Дослідження мохоподібних (переважно болотних) як складової рослинності Рівненського ПЗ провадилось українськими геоботаніками ще в другій половині ХХ ст. Так, для болотного масиву Коза-Березина, який частково входить до Білоозерської філії

заповідника, І.М. Григора [5] вказував 16 видів мохоподібних, серед них ряд реліктових мохів. Для ділянки Переброди наведено 16 видів мохоподібних, в т.ч. два печіночники (*Cephalozia connivens*, *Calypogeia neesiana*), три брієві мохи (*Polytrichum strictum*, *Aulacomnium palustre*, *Pleurozium schreberi*) і 11 видів сфагнів, серед яких рідкісний *Sphagnum inundatum* [1]. На території масиву Сомине було знайдено 15 видів мохів, з них 12 – сфагнових. Менш поширеними на Українському Поліссі з них виявились *Sphagnum platyphyllum* і *S. auriculatum* [2]. Для Сирої Погоні геоботаніками наводились сфагнові мохи – переважно доміанти оліготрофних боліт [3].

В ХХІ ст. у Рівненському заповіднику розпочаті власне біологічні дослідження. Зокрема, в 2004-2005 рр. перший автор статті був співвиконавцем госптеми № 202 «Вивчення рослинності Рівненського природного заповідника та його флористичних комплексів». Під час її виконання було визначено 60 пакетів мохоподібних, зібраних Т.Л. Андрієнко з колегами при описі рослинності на ділянках Переброди, Сомине та Білоозерська. Було складено список лісових та болотних бріофітів (40 видів). Отримані матеріали використані при складанні класифікаційних схем рослинного покриву заповідника на домінантній та флористичній основі. В 2006-2009 роках на території РПЗ збір переважно болотних мохів провадили О.О. Орлов, О.В. Головка та Д.М. Якушенко. З 2008 по 2012 рр. В.М. Вірченко виконував тему № 369 «Критико-таксономічне, еколого-ценотичне та флористичне вивчення наземних криптогамних рослин України». В цей період, разом з О.В. Головка, було обстежено всі філії Рівненського ПЗ, виявлено видовий склад мохоподібних та їх розподіл за основними біотопами.

В результаті, на території Рівненського ПЗ, з урахуванням гербарних і літературних даних, встановлено 150 видів мохоподібних, в т.ч.: один вид антоцеротів, 17 – печіночників та 132 – мохів. За багатством бріофітів РПЗ займає на Українському Поліссі друге місце після Поліського ПЗ [8]. Це, частково, обумовлене тим, що до його складу входять чотири філії, причому одна з них (Білоозерська) розміщена на досить значній віддалі на захід, на межі з Волинською областю. До спектру провідних входять 11 родин, які включають 43 роди і 98 видів, що складає 74% флори мохів заповідника. Провідні позиції тут закономірно займають родини, характерні для болотних біотопів – *Sphagnaceae*, *Amblystegiaceae* і *Calliergonaceae*. Видовим багатством вирізняються також родини *Polytrichaceae*, *Orthotrichaceae*, *Brachytheciaceae*, *Hypnaceae* та *Dicranaceae*, що властиві бріофлорі лісів. Представники *Pottiaceae* заселяють переважно штучні кам'яні субстрати. У родинному спектрі РПЗ присутня родина *Grimmiaceae*, до якої входять облигатні епіліти. Однак, на відміну від Поліського ПЗ [7], вона не багата на таксони (всього два види) і тому не увійшла до числа провідних родин.

Як згадано вище, рослинність боліт Рівненського ПЗ описана болотознавцями [1, 2, 5 та ін.]. Переважно для евтрофних боліт ур. Коза І.М. Григора вказував такі цікаві види, як *Calliergon giganteum*, *Drepanocladus polygamus*, *Hamatocaulis vernicosus*, *Scorpidium cossoni*, а також занесені до Червоної книги України [11] види – *Meesia triquetra*, *Helodium blandowii*, *Pseudocalliergon trifarium*, *Scorpidium scorpioides*. Останній вид, *S. scorpioides*, нами виявлений на осоково-сфагновому болоті в кв. 17 Білоозерського л-ва. В трав'яному покриві тут домінувала осока пухнатопада (*Carex lasiocarpa*); також траплялися осока багнова (*Carex limosa*), ринхоспора біла (*Rhynchospora alba*), шейхцерія болотна (*Scheuchzeria palustris*), росички круглолиста (*Drosera rotundifolia*) та середня (*D. intermedia*). Моховий покрив утворювали *Sphagnum subsecundum* і *S. platyphyllum*. Домішку до них склали брієві мохи *Climacium dendroides*, *Aulacomnium palustre*, *Bryum pseudotriquetrum*, *Campylium stellatum*, *Calliergonella cuspidata*. Окремі купини на цьому болоті утворювали сфагни з секції *Palustria*. В моховому покриві мезотрофних боліт заповідника відзначено домінування таких видів, як *Sphagnum obtusum*, *S. fallax*, *S. flexuosum*, *S. centrale*. Оліготрофні болота займають значні площі на ділянках Сира Погоня і Білоозерська. Сфагновий покрив на них майже суцільний. В ньому переважають *Sphagnum magellanicum*, а на найбільш сформованих мохових горбах – *S. fuscum* та *S. rubellum*, у зниженнях і мочажинах – *S. cuspidatum* [10].

Всього на болотах Рівненського ПЗ зареєстровано понад 40 видів мохоподібних, в т.ч. 21 вид сфагнів.

Видовий склад мохоподібних соснових лісів Рівненського ПЗ дуже подібний до такого сосняків Поліського ПЗ [7], тому ми не зупиняємося на його характеристиці. В цьому заповіднику трапляються також острівні ялинники – екстразональні темнохвойні угруповання на Українському Поліссі; їх бріофлора ще недостатньо висвітлена в науковій літературі. В ялинниках Білоозерського л-ва (кв. 20, 63) нами зареєстровано 34 види мохоподібних, які ростуть переважно на ґрунті та мертвій деревині. На ґрунті і лісовій підстилці часто знаходимо *Pleurozium schreberi*, *Dicranum polysetum*, *Hylocomium splendens*, *Pohlia nutans*, *Sciuro-hypnum oedipodium*, у вологіших місцях – *Leucobryum glaucum*, *Polytrichum commune*, *Sphagnum capillifolium*, *S. palustre*. Виступаючи на поверхню корені та окоренки ялин заселяють *Lophocolea heterophylla*, *Dicranum montanum*, *D. scoparium*, *Plagiothecium laetum*, *Hypnum pallescens*, *H. cupressiforme* та інші політопні мохи. На мертвій деревині, пеньках формується досить оригінальний набір бріофітів з *Lepidozia reptans*, *Calypogeia neesiana*, *Cephalozia* spp., *Tetraphis pellucida*, *Dicranum flagellare* та інших видів.

Також багата і бріофлора вільшняків (41 вид). На ґрунті в них зростають *Polytrichastrum longisetum*, *Atrichum undulatum*, *Pohlia nutans*, *Plagiomnium cuspidatum*, *P. undulatum*, рідко *Aulacomnium androgynum*. На більш вологих місцях бачимо *Climacium dendroides*, *Sphagnum fallax*, *S. fimbriatum*, *S. squarrosum*, *S. palustre*, а у воді – *Calliergonella cuspidata* і *Calliergon cordifolium*. На стовбурах живих дерев відмічені *Ptilidium pulcherrimum*, *Lophocolea heterophylla*, *Dicranum montanum*, *Platygyrium repens*, *Hypnum cupressiforme*, *H. pallescens*, *Brachythecium rutabulum*, рідше *Ulota crispa* та *Plagiothecium latebricola*. Трухляві пенки, мертва деревина дають притулок таким видам, як *Dicranum flagellare*, *Tetraphis pellucida*, *Lepidozia reptans*, *Calypogeia* spp., *Plagiothecium latebricola*, а також низці більш поширених видів – *Pohlia nutans*, *Herzogiella seligeri*, *Callicladium haldanianum*.

В Рівненському ПЗ практично відсутня лучна рослинність. Це пов'язано з тим, що заплави великих річок тут немає, а заплави малих – заболочені. Виявлені фрагменти болотистих лук формації мітлиці повзучої (*Agrostideta stolonizantis*) та справжніх лук формації мітлиці тонкої (*Agrostideta capillaris*) [10]. На луках, як правило, моховий покрив мало виражений і складається переважно з *Climacium dendroides*, *Calliergonella cuspidata*, *Calliergon cordifolium*, *Drepanocladus aduncus*, *Philonotis caespitosa*, *Plagiomnium ellipticum* та деяких інших видів.

Водна рослинність на території РПЗ займає невелику площу. У лісових водоймах, канавах осушувальної мережі часом трапляються плаваючі на поверхні води печіночники *Riccia fluitans* і *Ricciocarpos natans*. Із угруповань зануреної водної рослинності РПЗ особливої уваги заслуговують ценози судинної рослини молодильника озерного (*Isoetes lacustris*) в озері Біле [10]. Тут він росте до глибини 3-4 м, утворюючи щільні угруповання з участю водорості *Chara delicatula* та моху *Drepanocladus sendtneri*. В заповнених водою канавах місцями трапляється *Sphagnum cuspidatum*, іноді разом з *Warnstrofia fluitans*. На коренях дерев, а також зануреній у воду мертвій деревині поселяється *Leptodictyum riparium*.

Псамофітна рослинність також займає невеликі площі в заповіднику. Найбільше вона виявлена на ділянці Сомине (Карасинське л-во, кв. 6), де представлена угрупованнями булавоносія сіруватого (*Corynephoreta canescentis*). З мохів тут зростають *Polytrichum piliferum*, *P. juniperinum*, *Syntrichia ruralis*, *Racomitrium canescens*, *Brachythecium albicans*, в порушених місцях – *Ceratodon purpureus* і *Bryum caespiticium*.

Цікавою є бріофлора польських дотів, збудованих в 1930-х роках, руїни яких збереглися в філії Сомине (Карасинське л-во, кв. 63 і 64). На них встановлено зростання понад 30 видів мохоподібних різної субстратної приуроченості. Оскільки доти розміщені в сосновому лісі, то на їх горизонтальних поверхнях, вкритих гумусом, поселяються звичайні епігейні мохи бореальних лісів *Dicranum polysetum*, *Pleurozium schreberi*, види роду *Polytrichum* Hedw. Зі стовбурів листяних порід (переважно осик) на бетонний субстрат «переходять» епіфіти *Radula complanata*, *Pylaisia polyantha*, *Pseudoleskeella nervosa*, *Leucodon*

*sciuroides*, представники родів *Orthotrichum* Hedw., *Amblystegium* Schimp., *Brachythecium* Schimp. На дотах зібрано також ряд епіфіто-епілітів: *Homalothecium sericeum*, *Sciuro-hypnum populeum*, *Hypnum cupressiforme*. Але, звичайно, найбільший інтерес викликає група петрофітів, оскільки в РПЗ відсутні природні кам'янисті відслонення, на відміну від Поліського ПЗ [7, 8]. З числа розповсюджених епілітів тут зареєстровано *Schistidium apocarpum* і *Grimmia pulvinata* (родина *Grimmiaceae*), а також *Orthotrichum anomalum* і *O. cupulatum* (*Orthotrichaceae*). Менш поширеними виявилися *Tortella tortuosa*, *Campyliadelphus chrysophyllus*, *Homomallium incurvatum*, *Bryoerythrophyllum recurvirostrum*. Отже, доти РПЗ збагачують місцеву бріофлору петрофітами (зокрема, кальцефілами) та дають притулок низці епіфітів і епігеїдів. У меншій мірі цю ж функцію виконують цегляні будинки, бетонні містки, проте видовий склад мохів на них бідніший. Так, на шиферних дахах будівель контори Білоозерського л-ва ми спостерігали поширені види *Schistidium apocarpum*, *Grimmia pulvinata*, *Orthotrichum anomalum*, *O. cupulatum*, *O. diaphanum*, *Syntrichia ruralis* і *Ceratodon purpureus*. А на оштукатурених фундаментах цих же споруд – *Tortula muralis*, *Marchantia polymorpha*, *Funaria hygrometrica*, *Barbula unguiculata* і *Bryum argenteum*. На бетонному містку через р. Березину траплялися епігеїні *Ceratodon purpureus*, *Bryum argenteum*, *B. caespiticium*, *Syntrichia ruralis*, а також епілітні *Tortula muralis*, *Grimmia pulvinata* і *Schistidium apocarpum*.

Як згадувалось вище, для території Рівненського ПЗ в минулому вказували низку рідкісних болотних мохоподібних; однак ці відомості досить давні і тому потребують сучасного підтвердження. Зокрема, на болоті Коза (окол. с. Озерці Володимирецького р-ну) знаходили реліктові мохи *Meesia triquetra*, *Pseudocalliergon trifarium*, *Scorpidium scorpioides*, *Helodium blandowii*, а на болоті Ячене цього ж р-ну – *Paludella squarrosa* [5]. Під час наших досліджень 2011 року на Білоозерській ділянці, де ймовірно ці види траплялися, вдалося знайти тільки один з перелічених п'яти червонокнижних видів, а саме *Scorpidium scorpioides*. З менш поширених на Поліссі торфових мохів [6] в РПЗ нами знайдені *Sphagnum angustifolium*, *S. auriculatum*, *S. contortum*, *S. majus*, *S. papillosum*, *S. platyphyllum* та ін. Поряд з тим, у заповіднику виявлені також раритетні мохоподібні іншої ценотичної і субстратної приуроченості. Зокрема, *Tortella tortuosa*, що росла на руїнах доту (філія Сомино), виявилася новиною для бріофлори Українського Полісся. На заповідних ділянках РПЗ встановлено 10 таксонів, які раніше не вказували на Волинському Поліссі: епігеїні *Phaeoceros carolianus*, *Calypogeia fissa*, *Cephalozia catenulata*, *Kurzia pauciflora*, *Pogonatum aloides*, *Bryum violaceum*, епіфітні *Dicranum tauricum*, *Orthotrichum gymnostomum*, *O. striatum* і епілітний *Orthotrichum cupulatum*. Поява деяких з них на дослідженій території пов'язана з діяльністю людини і, можливо, кліматичними змінами. Нарешті, в Рівненському заповіднику росте низка «умовно рідкісних» видів (*Aulacomnium androgynum*, *Orthotrichum diaphanum*, *Plagiothecium latebricola*, *Pohlia camptotrachella*, *Syntrichia virescens* тощо), поширення яких у північній частині нашої країни ще недостатньо з'ясоване [4].

Таким чином, на території Рівненського ПЗ встановлено 150 видів мохоподібних, що складає приблизно 40% бріофлори всього Українського Полісся. Рідкісні види мохів знайдені тут на сфагнових болотах, у ялинових, вільхових лісах та на дотах часів Другої світової війни. Додаткового вивчення в заповіднику потребують мохоподібні, занесені до Червоної книги України, а також печіночники та брієві мохи філій Сира Погоня і Переброди.

#### БІБЛІОГРАФІЯ

1. Андрієнко Т.Л., Балашов Л.С., Прядко О.І. Унікальний болотний масив Переброди на Ровенщині // Укр. ботан. журн. – 1976. – 33, № 5. – С. 532-536.
2. Андрієнко Т.Л., Прядко О.І. Болотний масив Сомино на Ровенщині, його наукова і господарська цінність // Укр. ботан. журн. – 1980. – 37, № 4. – С. 65-69.
3. Андриенко Т.Л., Шеляг-Сосонко Ю.Р. Растительный мир Украинского Полесья в аспекте его охраны. – Киев: Наук. думка, 1983. – 216 с.
4. Вірченко В.М. Рідкісні і зникаючі мохоподібні Українського Полісся //

- Фіторізноманіття Українського Полісся та його охорона. – Київ: Фітосоціоцентр, 2006. – С. 108-122.
5. Григора І.М. Болота водозбору нижньої течії р. Стиру в межах УРСР. – К.: АН УРСР, 1958. – 37 с.
  6. Зеров Д.К. Флора печіночних і сфагнових мохів України. – К.: Наук. думка, 1964. – 356 с.
  7. Партыка Л.Я. Бриофлора. Мохообразные // Полесский государственный заповедник. Растительный мир. – Киев: Наук. думка, 1986. – С. 34-41, 153-162.
  8. Партика Л.Я., Вірченко В.М., Орлов О.О. Мохоподібні Поліського природного заповідника // Фіторізноманіття Поліського природного заповідника: водорості, мохоподібні, судинні рослини / За заг. ред. О.О. Орлова. – Київ: ТОВ «НВП «Інтерсервіс», 2013. – С. 97- 127.
  9. Фіторізноманіття Українського Полісся та його охорона / Під заг. ред. Т.Л. Андрієнко. – Київ: Фітосоціоцентр, 2006. – 316 с.
  10. Фіторізноманіття заповідників і національних природних парків України. Ч. 1. / Колектив авторів під ред. В.А. Онищенко і Т.Л. Андрієнко – Київ: Фітосоціоцентр, 2012. – 406 с.
  11. Червона книга України. Рослинний світ / За ред. Я.П. Дідуха. – К.: Глобалконсалтинг, 2009. – 912 с.

### **ЕКОЛОГО-ОСВІТНЯ ДІЯЛЬНІСТЬ У СПІВПРАЦІ ІЗ ГРОМАДСЬКИМИ ОРГАНІЗАЦІЯМИ ЯК ЧИННИК ЗБЕРЕЖЕННЯ ВОДНО-БОЛОТНИХ КОМПЛЕКСІВ НПП «ГОЛОСІЇВСЬКИЙ»**

*Волохова О.В., Крижановська О.Т.*

Національний природний парк “Голосіївський”, м. Київ  
golospark@ukr.net, kalyna2007@ukr.net

У відповідності до Закону України “Про загальнодержавну програму формування національної екологічної мережі України на 2000-2015 роки” передбачено введення нових водно-болотних угідь міжнародного значення. З метою охорони та збереження водно-болотних угідь ведеться робота щодо надання новим цінним територіям статусу природно-заповідних територій та об’єктів.

Водно-болотні комплекси не займають значних площ в Національному природному парку “Голосіївський”, але значно збільшують його біорізноманіття та підвищують ландшафтну та наукову цінність території парку. Водно-болотні комплекси парку розташовуються як північній території, так і в його південній частині. До північного комплексу входять три каскади ставків по чотири водойми в кожному – Горіховатський, Дідорівський та Китаївський, які були створені на однойменних лісових струмках, що протікають по днищах вузьких глибоких балок. До південного осередку входять водно-болотні комплекси по заплаві р. Віта та її приток Сіверка і Пітель, розгалужена система лісових водотоків і боліт, а також оз. Шапарня, яке утворилось на місці колишнього торфовидобутку. Всі водойми парку належать до системи водозбору річки Дніпра на ділянці між м. Києвом та смт. Українкою, яка розглядається як перспективна для внесення до Рамсарського списку [1], Горіховатський водотік за межами парку впадає у річку Либідь (права притока Дніпра), а Дідорівський і Китаївський – впадають у Дніпро через Галерну затоку. Річка Віта є правою притокою Дніпра і впадає в нього навпроти селища Чапаївка. Водно-болотні середовища НПП “Голосіївський” є надзвичайно цінними у збереженні притаманного їм біорізноманіття. Тут виявлено 3 види рослин із Додатку 1 Бернської конвенції, біля 10 видів із Червоної книги України та ціла низка видів, котрі охороняються у м. Києві, а також 7 рослинних угруповань, занесених до Зеленої книги України. Ці комплекси є притулком своєрідного тваринного світу. Тільки серед хребетних тварин тут виявлено



майже 80 гідрофільних і коловодних видів, які в інших біотопах парку не зустрічаються. До того ж, чимало з цих видів охороняються на регіональному, державному і навіть міжнародному рівнях, а саме: 4 види занесені до Червоної книги Міжнародного союзу охорони природи (черепаша болотна, підорлик великий, деркач, видра), 3 види – до Європейського Червоного списку (черепаша болотна, підорлик великий, видра), 35 видів – до Додатку 2 Бернської конвенції, 7 видів – до Червоної книги України (змієїд, підорлик великий, кутора мала, вечірниця руда, нічниця водяна, горностай, видра), 10 видів – до Переліку видів тварин, що охороняються на території міста Києва (тритон звичайний, тритон гребінчастий, кумка червоночерева, ропуха сіра, квакша звичайна, жаба гостроморда, черепаша болотна, бугайчик, деркач, рибалочка голубий). Саме створення НПП “Голосіївський” відіграє найбільшу роль у їх охороні. Найбільша їхня частина, розміщена у південній частині парку, включена до заповідної зони, а цінна ділянка, яка безпосередньо прилягає до парку, розглядається як перспективна до приєднання. Посилений антропогенний прес внаслідок значної забудови міста та притоку населення до столиці наносить великої шкоди природним комплексам не тільки міста, але й Національного природного парку “Голосіївський”, призводить до зменшення поширення та місцями і зникнення ряду рідкісних видів флори і фауни. [2].

Велику роль у збереженні водно-болотних комплексів парку відіграє інформування населення щодо вразливості природних комплексів та окремих його компонентів, особливо рідкісних та зникаючих видів рослин, тварин, рослинних угруповань та типів природних середовищ. Саме збереження біорізноманіття є однією з небагатьох фундаментальних ідей, що об’єднує різні вікові та соціальні групи населення. Заходи щодо збереження біорізноманіття здійснюються в парку з урахуванням різноманітності соціальних, релігійних, національних особливостей суспільної свідомості груп населення. Формування екологічної культури населення покликане змінити споживацьке відношення до природи, підвищити рівень екологічної свідомості та збагнути важливість збереження біорізноманіття. Підвищення громадської свідомості на всіх етапах виховання – від дитячого садка, школи, середнього спеціального закладу, університету – основна задача еколого-просвітницької діяльності парку. Екологічна освіта покликана створювати стереотипи позитивної поведінки по відношенню до об’єктів тваринного та рослинного світу, мальовничих ландшафтів, природи в цілому. Саме тому велика увага приділяється об’єднанню зусиль громадськості, наукових та просвітницьких кадрів розробці системи збереження біорізноманіття в межах Національного природного парку “Голосіївський”. Основними засобами щодо екологічної освіти, підвищення кваліфікації спеціалістів та обізнаності громадськості є: інформування населення щодо необхідності збереження біорізноманіття в засобах масової інформації, під час проведення громадських кампаній, за допомогою екологічної реклами; підвищення кваліфікації спеціалістів, зайнятих у сфері збереження біорізноманіття; екологічна та біологічна освіта та просвіта населення, поширення знань щодо збереження біорізноманіття та невиснажливого використання ресурсів рослинного та тваринного світу; підтримка ініціатив громадськості щодо збереження біорізноманіття, розвиток та поширення екологічного руху; популяризація елементів місцевої народної культури та традицій, спрямованих на збереження живої природи. Як відомо, на території України працюють майже чотириста великих громадських неурядових організацій екологічного профілю, одним з головних напрямків роботи яких також є екологічна освіта населення. Цією ж проблемою займаються і формальні державні організації, в тому числі спеціалізовані вищі навчальні заклади. Особливе значення в цьому мають студентські дружини охорони природи, які стали основою більш широкого масового руху - Українська екологічна ліга, Соціально-екологічний союз. Більшість з цих видають і поширюють серед населення літературу, в якій аналізуються екологічні проблеми, як загальнодержавного, так і регіональних, місцевих масштабів. Це наприклад “Екоправо” у Києві, Львові та Харкові, “Соціально-екологічний союз” в Одесі, Міжнародний екологічний фонд “Азовське море” у Бердянську і багатьох інших містах, селищах. Важливою є не тільки пасивна освіта, а й залучення громадськості до практичних

дій, що можливо тільки при усвідомленні населенням важливості цієї чи іншої проблеми екологічного характеру. Співробітники парку об'єднують зусилля із науковими та громадськими організаціями, беруть участь у екологічних масових заходах, рухах, акціях, науково-практичних конференціях та семінарах. На території парку студенти вищих учбових закладів проходять виробничу практику та проводять наукові дослідження.

Зважаючи на те, що об'єкти природно-заповідного фонду є основною базою для розвитку туризму, у тому числі екологічного, то реалізація на практиці пріоритетів щодо поліпшення збереження водно-болотних угідь за умовами значних зусиль усіх державних та недержавних відомств та організацій, усього населення, а також розвиток різних форм туристичної діяльності на природно-заповідних територіях потребують детального вивчення. Особливо це стосується регулювання туристичних потоків на території парку. Важливим аспектом в природоохоронній діяльності є визначення рекреаційних навантажень, оскільки це дасть можливість спрогнозувати зміни у природних екосистемах та мінімізувати їх у майбутньому. Вивчення цих змін потребує особливої уваги в межах об'єктів природно-заповідного фонду, функціонування яких передбачає рекреаційну діяльність. Роботи із вивчення рекреаційних навантажень на території Національного природного парку "Голосіївський" включають: аналіз попередніх результатів досліджень рекреаційного впливу на фітоценози парку; загальну оцінку стану його екосистем на сучасному етапі; вибір ділянок для моніторингових досліджень; встановлення головних чинників трансформації екосистем та стадій дигресії; визначення шляхів покращення стану екосистем, враховуючи їх стійкість до навантажень. Вивченню рекреаційних навантажень та змін рослинного покриву різних частин сучасної території Національного природного парку "Голосіївський" присвячені праці багатьох науковців, але ці дослідження проводилися, головним чином, до створення Національного природного парку, і тому парк фактично не розглядався, по-перше, як єдине ціле і, по-друге, як об'єкт природно-заповідного фонду із відповідними функціями та диференційованим режимом. Важливим кроком при дослідженні рекреаційного впливу на біотичні об'єкти окремо взятої території є визначення комплексу факторів, що його спричиняють.

Вивчення біорізноманіття на території парку та збереження водно-болотних комплексів здійснюється із залученням фахівців різних спеціальностей. Тільки за таких умов можливе повне виявлення динамічних тенденцій рослинного світу та збереження унікальних фітоценозів Національного природного парку "Голосіївський". Пропозиції та розробка концептуальних засад щодо збереження водно-болотних комплексів парку можливі завдяки постійним моніторинговим дослідженням впродовж багатьох років.

Еколого-просвітницька діяльність НПП "Голосіївський" направлена на формування суспільної свідомості щодо охорони та раціонального використання природних багатств, нагальності та важливості питань захисту навколишнього середовища, формування почуття особистої відповідальності за стан природи та її майбутнє, стверджуючи в їх свідомості приналежність до неї як невід'ємної органічної частини. Об'єднуючи зусилля із громадськими та освітніми організаціями не тільки міста, тай за його межами, працівники парку проводять значну роботу направлену на збереження біорізноманіття парку, особливо в частині збереження його водно-болотних комплексів.

#### БІБЛІОГРАФІЯ

1. Водно-болотні угіддя України. Довідник / під ред. Марушевського Г.Б., Жарук І.С. – К.: Чорноморська програма Ветландс Інтернешнл, 2006. – 312 с.
2. Прядко О.І., Арап Р.Я., Андрієвська О.Л., Волохова О.В., Крижановська О.Т. Водно-болотні комплекси НПП "Голосіївський" – середовища існування цінного біорізноманіття (м. Київ) // журнал "Заповідна справа в Україні", том. 19, випуск 1, м. Канів, 2013 р., с. 89-93.

## ЛІСОВІ ВЕРХОВІ БОЛОТА УКРАЇНСЬКОГО ПОЛІССЯ: РЕВІЗІЯ КЛАСИФІКАЦІЇ

*Воробйов Є.О.*

Національний ботанічний сад ім. М.М. Гришка, м. Київ  
eu-vorobyov2012@yandex.ru

Угрупування лісових верхових боліт України з фітоценотичної точки зору досить добре вивчені [1], причому накопичений протягом століття описовий матеріал цілком репрезентативний для створення повної їх класифікації. За методикою школи Браун-Бланке теж є значна кількість публікацій [3, 4, 7, 12]. Незважаючи на це, досі відсутня їх загальноновживана аргументована класифікація, узгоджена з Кодексом фітосоціологічної номенклатури [18], не проведено аналіз відповідності назв і номенклатурних типів синтаксонів. Причиною такого стану є відсутність єдиних методологічних засад, а отже чіткого і однозначного визначення критеріїв виділення синтаксонів різного рангу, а також малодоступність першоджерел їх типіфікації з європейських країн.

Природною слід вважати таку класифікацію, яка виражає деякий природний закон. Засадою створення класифікації рослинності має стати окремий прояв системоперіодичного закону – закон гомологічних рядів у диференціації екосистем [2]: синтаксони в гіперпросторі зовнішніх факторів та їх комплексів розташовуються впорядковано, утворюючи системи гомологічних рядів, придатні для побудови ієрархічно співвідпорядкованих періодичних таблиць, причому для диференціації синтаксонів різних рангів та для різних синтаксонів одного рангу визначальними можуть бути різні фактори. Проявом цього закону є відоме явище гомологічних рядів синтаксонів [8]. З нього випливає, що блоки діагностичних видів в оброблених синтаксономічних таблицях, наприклад, союзу матимуть вигляд не такий – (рис. 1) (до речі, все наявне програмне забезпечення з обробки описів націлене саме на такі результати), а такий – (рис. 2).

Рис.1

Д.в. підасоціації 1.1	■
Д.в. підасоціації 1.2	■
Д.в. підасоціації 2.1	■
Д.в. підасоціації 2.2	■
Д.в. асоціації 1	■
Д.в. асоціації 2	■

Рис.2

Д.в. підасоціації 1.1	■
Д.в. гомологічних підасоціацій 1.1, 2.1	■
Д.в. підасоціації 2.1	■
Д.в. підасоціації 1.2	■
Д.в. гомологічних підасоціацій 1.2, 2.2	■
Д.в. підасоціації 2.2	■
Д.в. асоціації 1	■
Д.в. асоціації 2	■

Керуючись такими принципами та виходячи переважно з наявного в літературі матеріалу [6, 9, 11], який ґрунтується на 407 описах (до речі, з них 250 описів було оприлюднено в працях, де їх синтаксономічна інтерпретація виконувалась автором цієї статті [3, 4], що накладає відповідальність за вдосконалення їх класифікації), була створена синтетична фітоценотична таблиця лісових верхових боліт Українського Полісся (Таблиця), а на основі її порівняння з літературними даними – анотована класифікаційна схема. Діагностичні види та еколого-синморфологічні параметри наведено в таблиці.

Щодо критеріїв виділення синтаксонів, то в цій статті, на відміну від попередніх наших публікацій та інших праць [10, 12], де верхові лісові болота відносились разом з відкритими до класу *Oxycocco-Sphagnetea*, прийнята вимога фізіономічної однорідності класів, тому верхові болота з деревним ярусом відносимо до класу *Vaccinio uliginosi-Pinetea sylvestris* із зміною його назви. Від заболочених лісів класу *Vaccinio-Picceetea* цей клас відрізняється пригніченим (звичайно до 10 м заввишки) деревним ярусом та низьким траплянням і покриттям зелених мохів та інших тайгових видів. Звичайно, цей клас є перехідним, але

врахування фізномічного критерію в синтасомії є цілком слушним з огляду на суттєві відмінності в режимах функціонування екосистем з домінуванням різних життєвих форм. Класифікація за методами школи Браун-Бланке не має бути лише флористичною – в ній закладені всі можливості для повноцінного врахування фізномії та домінування видів, немає навіть потреби описувати для цього нові синтаксони.

Таблиця. Диференціація класу *Eriophoro-Pinetea sylvestris* в Українському Поліссі

Асоціація Підасоціація	Sph.cus.-P.		Andr.p.-P.		Erioph.-B.		C.las.-P.		Sph.fall.-P.		
	ox.m.	call.v.	pl.sch.	t.	t.	vac.m.	t.	pol.c.	call.v.	t.	call.p.
Висота деревного ярусу, м	2,5	6	6	5	7	5	8,5	11	4	8	7
Діаметр дерев, см	7	14	14	12	10	5	11	13	4	8	8
Зімкнутість дерев. ярусу, %	15	35	45	25	60	60	70	60	40	60	55
Пр.пок. трав.-чагарничк., %	50	55	65	60	55	75	65	60	55	70	90
Пр. пок. мохового ярусу, %	90	90	85	95	85	95	90	90	80	80	70
Потужність торфу, м	3,5	0,75	1,1	1,35	1	0,6	0,95	1,6	0,9	0,75	0,9
Висота купин, м	1,1	0,2	1,2	0,3	0,2	0,1	0,3	0,2	0,7	0,2	0,5
Площа купин, %	70	50	60	50	60	40	40	30	40	30	20
Середня кількість видів	12	11	13	9	11	9	13	12	11	8	7
Кількість описів	20	18	62	61	67	29	90	25	8	13	14
Номер синтаксону	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11

Діагностичні види підасоціацій і асоціацій та негативні види асоціацій

<i>Chamaedaphne calyculata</i>	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.
<i>Sphagnum rubellum</i>	II <sup>2</sup>	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.
<i>Sphagnum fuscum</i>	III <sup>3</sup>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Oxycoccus microcarpus</i>	V <sup>1</sup>	+	+	+	.	.	+	.	.	.	.
<i>Drosera rotundifolia</i>	IV	.	III	+	+	.	I	.	.	.	.
<i>Pleurozium schreberi</i>	?	+	V <sup>2</sup>	.	I <sup>1</sup>	II <sup>1</sup>	II <sup>1</sup>	II <sup>2</sup>	.	+	.
<i>Molinia caerulea</i>	.	+	I	I <sup>1</sup>	I <sup>2</sup>	I <sup>1</sup>	I <sup>1</sup>	+	.	.	.
<i>Populus tremula (j)</i>	.	.	.	+	+	.	+	.	III	.	.
<i>Calluna vulgaris</i>	+	V <sup>2</sup>	II	II <sup>2</sup>	II <sup>1</sup>	I	II <sup>1</sup>	+	V <sup>3</sup>	.	.
<i>Vaccinium vitis-idea</i>	?	II	+	+	+	II	I	+	+	.	.
<i>Sphagnum nemoreum</i>	?	III <sup>2</sup>	.	I <sup>4</sup>	I <sup>2</sup>	II <sup>4</sup>	+	.	.	.	.
<i>Vaccinium myrtillus</i>	?	I <sup>1</sup>	I	I <sup>1</sup>	I <sup>1</sup>	IV <sup>1</sup>	I	III <sup>1</sup>	.	+	.
<i>Phragmites australis</i>	.	+	I	+	I <sup>1</sup>	+	I <sup>2</sup>	IV <sup>2</sup>	.	+	.
<i>Polytrichum commune</i>	.	+	.	.	II <sup>3</sup>	II <sup>2</sup>	I <sup>2</sup>	V <sup>3</sup>	+	.	.
<i>Betula pendula</i>	.	.	.	II <sup>2</sup>	+	I <sup>2</sup>	I <sup>2</sup>	.	.	II <sup>2</sup>	.
<i>Calla palustris</i>	.	.	+	+	.	.	+	.	.	.	V <sup>2</sup>
<i>Carex rostrata</i>	.	.	+	+	.	+	.	+	.	.	III <sup>3</sup>
<i>Menyanthes trifoliata</i>	.	.	I	.	+	.	I <sup>1</sup>	I <sup>1</sup>	.	.	II <sup>1</sup>
<i>Salix cinerea</i>	.	.	I	+	I <sup>1</sup>	I <sup>1</sup>	I <sup>1</sup>	I <sup>1</sup>	II <sup>1</sup>	.	.
<i>Carex nigra</i>	.	.	I	I <sup>1</sup>	.	I <sup>1</sup>	I <sup>1</sup>	I	II <sup>1</sup>	+	.
<i>Calamagrostis canescens</i>	.	.	.	+	+	+	+	+	I <sup>1</sup>	+	+
<i>Juncus effusus</i>	.	.	+	+	+	I <sup>1</sup>	+	+	I <sup>1</sup>	I	.

Діагностичні види класу *Eriophoro-Pinetea sylvestris* і негативні види асоціацій

<i>Pinus sylvestris</i>	V <sup>2</sup>	V <sup>3</sup>	V <sup>2</sup>	V <sup>3</sup>	IV <sup>3</sup>	V <sup>4</sup>	V <sup>3</sup>	V <sup>4</sup>	V <sup>2</sup>	V <sup>3</sup>	V <sup>4</sup>
<i>Betula pubescens</i>	?	V <sup>2</sup>	III	II	V <sup>3</sup>	IV <sup>2</sup>	V <sup>3</sup>	V <sup>4</sup>	V <sup>3</sup>	V <sup>3</sup>	V <sup>3</sup>
<i>Ledum palustre</i>	IV <sup>1</sup>	V <sup>2</sup>	V <sup>1</sup>	IV <sup>2</sup>	IV <sup>2</sup>	V <sup>2</sup>	IV <sup>1</sup>	III <sup>2</sup>	I <sup>3</sup>	II <sup>1</sup>	I
<i>Andromeda polifolia</i>	V <sup>2</sup>	IV <sup>1</sup>	V <sup>1</sup>	IV <sup>1</sup>	IV <sup>1</sup>	III	IV <sup>1</sup>	III <sup>1</sup>	.	I	+
<i>Vaccinium uliginosum</i>	?	IV <sup>1</sup>	II	IV <sup>1</sup>	II <sup>2</sup>	III <sup>1</sup>	II <sup>1</sup>	II <sup>1</sup>	+	+	.
<i>Oxycoccus palustris</i>	V <sup>2</sup>	IV <sup>2</sup>	V <sup>2</sup>	V <sup>2</sup>	V <sup>1</sup>	V <sup>1</sup>	V <sup>2</sup>	V <sup>2</sup>	.	I <sup>2</sup>	I <sup>2</sup>
<i>Eriophorum vaginatum</i>	V <sup>2</sup>	V <sup>2</sup>	V <sup>2</sup>	V <sup>2</sup>	V <sup>3</sup>	V <sup>2</sup>	V <sup>3</sup>	IV <sup>2</sup>	V <sup>3</sup>	V <sup>4</sup>	V <sup>4</sup>

<i>Carex lasiocarpa</i>	.	I	II	+	+	I <sup>1</sup>	V <sup>2</sup>	V <sup>2</sup>	I <sup>3</sup>	IV <sup>3</sup>	III <sup>2</sup>
<i>Sphagnum fallax</i>	II <sup>2</sup>	.	V <sup>4</sup>	V <sup>4</sup>	V <sup>4</sup>	IV <sup>4</sup>	V <sup>5</sup>	V <sup>4</sup>	III <sup>3</sup>	IV <sup>5</sup>	V <sup>5</sup>
<i>Sphagnum magellanicum</i>	V <sup>3</sup>	III <sup>3</sup>	V <sup>3</sup>	III <sup>3</sup>	III <sup>3</sup>	II <sup>1</sup>	III <sup>2</sup>	II <sup>2</sup>	.	I <sup>3</sup>	.
<i>Sphagnum cuspidatum</i>	V <sup>2</sup>	V <sup>4</sup>	.	I <sup>2</sup>	+	+	I	.	III <sup>5</sup>	II <sup>5</sup>	+
<i>Polytrichum strictum</i>	?	IV <sup>1</sup>	II	II <sup>1</sup>	IV <sup>2</sup>	I	IV <sup>2</sup>	II <sup>2</sup>	V <sup>2</sup>	III <sup>1</sup>	.
<i>Aulacomnium palustre</i>	?	II	II	I	II <sup>1</sup>	.	I <sup>1</sup>	+	II <sup>1</sup>	I <sup>1</sup>	.
<i>Sphagnum centrale</i>	.	I <sup>3</sup>	.	I <sup>2</sup>	+	.	I <sup>2</sup>	I <sup>2</sup>	.	+	.

Види, які зустрічаються зрідка (+) в таких синтаксонах: *Frangula alnus* – 3, 5, 6, 7, 8; *Salix myrtilloides* – 3, 4, 5; *S. aurita*, *S. pentandra* – 3; *S. rosmarinifolia* – 5; *Quercus robur* – 6, 7, 10; *Alnus glutinosa* – 3, 7; *Sorbus aucuparia* – 3; *Rhododendron luteum* – 6; *Pinus banxiana* – 7; *Rhynchospora alba* – 2 (I), 3, 5, 7, 8, 9; *Eriophorum gracile* – 4, 5, 7, 8, 10, 11 (I<sup>1</sup>); *E. angustifolium* – 3, 6, 7, 11 (I<sup>1</sup>); *E. latifolium* – 3; *Carex juncella* – 2, 3, 5, 7; *C. cinerea* – 3, 5, 6, 7; *C. riparia* – 7, 8, 10, 11; *C. limosa* – 1, 3, 10; *C. echinata*, *C. heleonastes* – 3, 7; *C. elongata* – 7, 10; *C. appropinquata* – 8, 9 (I<sup>2</sup>); *C. acuta* – 3; *C. acutiformis* – 7; *C. diandra* – 8; *Scheuchzeria palustris* – 1, 3, 7; *Agrostis canina* – 3, 5; *A. gigantea* – 3, 7; *A. stolonifera* – 6, 7; *Juncus conglomeratus* – 4, 7; *Calamagrostis neglecta*, *Iris pseudacorus*, *Dactylorhiza traunsteineri* – 7; *Naumburgia thyrsoiflora* – 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10; *Peucedanum palustre* – 3, 4, 7, 8; *Potentilla palustris* – 3, 4, 10; *P. erecta* – 3, 9 (I<sup>1</sup>); *Lysimachia vulgaris* – 3, 7 (I); *Drosera anglica* – 5, 7; *D. intermedia* – 7; *Melampyrum pratense* – 6, 7; *Lythrum salicaria*, *Oxalis acetosella*, *Trientalis europaea* – 3; *Galium rivale* – 6; *Dryopteris carthusiana* – 4, 6, 7, 8; *D. cristata* – 3, 4, 6; *Thelypteris palustris* – 7, 8; *Athyrium filix-femina* – 7; *Equisetum fluviatile* – 3; *Sphagnum palustre* – 2 (I<sup>4</sup>), 4, 5, 7, 8, 10 (I<sup>3</sup>); *S. squarrosum* – 5, 7, 8; *S. papillosum* – 5, 7, 9 (I<sup>1</sup>); *S. nemoreum*, *S. angustifolium* – 5, 7; *S. flexuosum* – 10, 11; *S. contortum* – 5; *S. parviflorum*, *S. fimbriatum* – 7; *S. platyphyllum* – 9; *Dicranum rugosum* – 2, 3, 5 (I), 6, 7, 8; *D. scoparium* – 5, 7; *Drepanocladus fluitans* – 2, 5, 7, 9; *Polytrichum juniperinum* – 2 (I<sup>1</sup>), 5, 9 (I<sup>2</sup>); *P. gracilis* – 2 (I<sup>1</sup>), 7; *Funaria hygrometrica* – 5, 9; *Calliergon cordifolium* – 6; *C. stramineum*, *Hylocomium splendens*, *Pottia bryoides*, *Ceratodon purpureus*, *Marschantia polymorpha*, *Calliergonella cuspidata* – 3; *Cladina arbuscula ssp. mitis*, *C. rangiferina*, *Cladonia coccifera* – 7.

Номенклатурно-типифікаційний аналіз з анованою класифікаційною схемою

Клас *Eriophoro-Pinetea sylvestris* (Pass. et Hofmann 1968) nom. nov. prov.

(Syn. *Vaccinio uliginosi-Pinetea sylvestris* Pass. et Hofmann 1968, *Vacciniea uliginosi* Lohmeyer et R.Tx. in R.Tx. 1955, *Oxucocco-Sphagnetea Br.-Bl. et R. Tx.* 1943 p.p.)

До цього класу ми не включаємо ні мезотрофні лісові болота союзу *Betulion pubescentis* Lohmeyer et R.Tx. 1955 (клас *Molinio-Betuletea pubescentis* Pass. et Hofmann 1968), ні заболочені соснові ліси союзу *Vaccinio uliginosi-Pinion sylvestris* Pass. et Hofmann 1968 (клас *Vaccinio-Piceetea Br.-Bl. in Br.-Bl. et al.* 1939). Оскільки тип класу – порядок *Vaccinio uliginosi-Pinetalia sylvestris* Pass. et Hofmann 1968 ми не включаємо в цей клас (а в клас *Vaccinio-Piceetea*), то залишається проблема з типифікацією (а отже, і з назвою) класу. Тому пропонуємо нову назву *Eriophoro-Pinetea sylvestris*.

Порядок *Eriophoro-Pinetalia* Pass. et Hofmann 1968

В деяких роботах асоціації цього порядку включаються до порядків *Vaccinio uliginosi-Pinetalia sylvestris* Pass. et Hofmann 1968 [13] та *Sphagno-Betuletea pubescentis* (Lohmeyer et R.Tx.) Scamoni et Pass. 1959 [17], що неприйнятно (обгрунтовано вище).

Союз *Eriophoro-Pinion sylvestris* Pass. et Hofmann 1968

Як виявилось з аналізу типифікації [13, 14, 15, 17], союз, який ми включаємо в клас *Vaccinio-Piceetea*, – *Ledo-Pinion* R.Tx. et Pass. 1961 (syn. *Vaccinio uliginosi-Pinion sylvestris* Pass. et Hofmann 1968, *Vaccinio uliginosi-Pinion sylvestris* Vorobyov, Balashov et V.Solomakha 1997) містить асоціації *Ledo palustris-Pinetum sylvestris* (Hueck 1925) Tuxen 1955 (syn. *Vaccinio uliginosi-Pinetum* Kleist 1929 nom. illegit. – omonym) та *Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvestris* Dzyibaltowski 1928 non Kleist 1929 (syn. *Molinio-Pinetum* W.Mat. et J. Mat. 1973) [17].

Ця суттєва помилка була запозичена всіма українськими фітоценологами у польських [16] і стала нормою в нашій синтаксономії.

1. Асоціація *Sphagno cuspidati-Pinetum sylvestris* ass. nova prov.

Найбільш оліготрофні оводнені болота Західного та Центрального Полісся.

Підасоціація *Sph.c.-P.s. oxuscocetosum microcarpi* subass. nova prov.

Дуже рідколісні болота Західного та Центрального Полісся найвищого ступеня оліготрофності, наближені до асоціації *Sphagnetum fuscum* Luo 1926 (можлива їх саме така інтерпретація в класі *Oxuscocetea-Sphagnetea*), підвищення горбисто-мочарового комплексу [1]. Внесені до Зеленої книги України (синтаксони 129, 130) [5].

Підасоціація *Sph.c.-P.s. callunetosum vulgari* subass. nova prov.

(Syn. *Ledo-Pinetum sphagnetosum cuspidati* Vorobyov, Balashov et V.Solomakha 1997)

Оводнені малогорбисті рідколісні болота прибалтійського характеру з Поліського природного заповідника, іноді постпірогенні [3].

2. Асоціація *Andromedo polifoliae-Pinetum sylvestris* ass. nova prov.

Виражено оліготрофні, але сухіші болота Західного та Центрального Полісся. Угрупування з *Chamaedaphne calyculata* внесені до Зеленої книги України (синт. 128) [5].

Підасоціація *A.p.-P.s. pleurozietosum schreberi* subass. nova prov.

(Syn. *Eriophoro vaginati-Pinetum sylvestris* Hueck 1931 em. Neuhausl 1984 sensu V.Solomakha et al., 1996)

Горбисто-мочарові комплекси Західного Полісся, менш оліготрофні та сухіші порівняно з *Sph.c.-P.s. oxuscocetosum microcarpi* – описи Є.М. Брадїс 40-50-х рр. XX ст [7].

Підасоціація *A.p.-P.s. typicum* subass. nova prov.

(Syn. *Ledo-Pinetum typicum* sensu Vorobyov, Balashov et V.Solomakha 1997)

Виражено оліготрофні, але малогорбисті болота півночі Правобережного Полісся [3].

3. Асоціація *Eriophoro vaginati-Betuletum pubescentis* (Hueck 1925) em. Pass. et Hofm 1968

Перехід до мезооліготрофних умов, трапляється по всьому Полісся [3, 4].

Підасоціація *E.v.-B.p. typicum* subass. nova prov.

(Syn. *Ledo-Pinetum betuletosum pubescentis* Vorobyov, Balashov et V.Solomakha 1997)

Займає бідніші і вологіші екотопи асоціації, дещо наближені до попередньої. Все Українське Полісся, але найчастіше північ Центрального, рідше Західного [3, 4].

Підасоціація *E.v.-B.p. vaccinietosum myrtilli* subass. nova prov.

Представляє переважно жердняки в блюдцях серед лісової рослинності (заболочення суходолу – торф неглибокий), поширена по всьому Полісся [6], в тому числі в південній його частині. Відзначена автором на Центральному Поліссі. Відома з Розточчя [9].

4. Асоціація *Carici lasiocarpae-Pinetum* Hryhora, Vorobyov et V. Solomakha 2005 prov.

Представляє трофічно багатші мезооліготрофні болота всього Українського Полісся.

Підасоціація *C.l.-P.s. typicum* subass. nova prov.

(Syn. *Ledo-Pinetum caricetosum lasiocarpae* Vorobyov, Balashov et V.Solomakha 1997)

Представляє бідніші і вологіші екотопи асоціації [3, 4].

Підасоціація *C.l.-P.s. polytrichetosum communi* subass. nova prov.

(Syn. *Ledo-Pinetum polytrichosum communi* Hryhora, Vorobyov et V.Solomakha 2005)

Представляє підсушені і трофічно дещо збагачені екотопи асоціації на Західному, Центральному, дуже рідко на Чернігівському Поліссі [4].

5. Асоціація *Sphagno fallaci-Pinetum sylvestris* ass. nova prov.

(Syn. *Eriophoro vaginati-Pinetum* sensu Vorobyov, Balashov et V.Solomakha 1997 & Hryhora, Vorobyov et V. Solomakha 2005)

Асоціація представляє стадії постпірогенної сукцесії верхових лісових боліт по всьому Полісся [3, 4], рідко сплавини озер Західного Полісся (спільні описи В.Л. Шевчика і автора).

Підасоціація *Sph.f.-P.s. callunetosum vulgari* subass. nova prov.

Оліготрофніші ділянки з півночі Центрального Полісся (Поліський заповідник) [3].

Підасоціація *Sph.f.-P.s. typicum* subass. nova prov.

Типові ділянки асоціації по всьому Українському Полісся [3, 4].

Підасоціація *Sph.f.-P.s. calletosum palustri subass. nova prov.*

(Syn. *Eriophoro vaginati-Pinetum calletosum palustri* Hryhora, Vorobyov et V.Solomakha 2005)

Залиті водою (в середньому 0,35 м) ділянки асоціації на Чернігівському Поліссі [4].

Отже, виділено 5 асоціацій, тобто ценотичне різноманіття перевершує очікування; з них лише одна задовільно ідентифікується із описаними раніше. В більшості з них виділено по 2 значною мірою гомологічні підасоціації. Ревізія показала важливість цитування типів та необхідність проведення таких аналізів для всіх синтаксонів України. Чергове підтвердження отримав закон гомологічних рядів у диференціації екосистем [2].

#### БІБЛІОГРАФІЯ

1. Андриенко Т.Л., Шеляг-Сосонко Ю.Р. Флористическая и доминантная классификация болотной растительности Украинского Полесья // Бот. журн. – 1983. – Т. 68, № 3. – С. 361-369.
2. Воробйов Є.О. Закон гомологічних рядів як основа природної класифікації екосистем // Біотопи (оселища) України: наукові засади їх дослідження та практичні результати інвентаризації. Матеріали робочого семінару. – Київ-Львів, 2012. с. 57-63.
3. Воробйов Є. О., Балашов Л. С., Соломаха В. А. Синтаксономія рослинності Поліського природного заповідника // Укр. фітоцен. зб. — К., 1997. — Сер. Б, Вип. 1 (8). — 120 с.
4. Григора І.М., Воробйов Є.О., Соломаха В.А. Лісові болота Українського Полісся (походження, динаміка, класифікація рослинності). – Київ: Фітосоціоцентр, 2005. – 409 с.
5. Зелена книга України / під заг. редакцією Я.П. Дідуха – К.: Альтерпрес, 2009. – 448 с.
6. Панченко С.М., Онищенко В.А. Союзи *Dicrano-Pinion Libb. 1933* і *Pino-Quercion Medw.-Corn. 1959* в Деснянсько-Старогутському НПП // Рослинність хвойних лісів України: Мат-ли робоч. наради (Київ, листопад 2003 р.). – К., 2003б. – С. 146-167.
7. Соломаха В.А., Кондратюк І.М., Кучерява Л.Ф., Шевчик В.Л. Синтаксономія болотної рослинності північно-західної частини Українського Полісся // Укр. фітоцен. зб. – Сер. А, вип. 2. – К., 1996. – С. 21-36.
8. Соломещ А.И. Гомологические ряды растительных сообществ: природа и значение для классификации // Журн. общ. биологии. — 1995. — 56. — С. 425–437.
9. Сорока М.І. Рослинність Українського Розточчя: Монографія. – Львів: Світ, 2008. – 434 с.
10. Фіторізнманіття Українського Полісся та його охорона / Під заг. ред. Т.Л. Андриенко. – К.: Фітосоціоцентр, 2006. – 316 с.
11. Юглічек Л.С., Онищенко В.А. Соснові та дубово-соснові ліси на межі Малого та Житомирського Полісся // Рослинність хвойних лісів України: Мат-ли робоч. наради (К., листопад 2003 р.). – К.: Фітосоціоцентр, 2003б. – С. 233-243.
12. Якушенко Д.Н. Синтаксономія сообществ порядка *Sphagnetalia medii* Правобережного Полесья Украины // Растительность болот: современные проблемы классификации, картографирования, использования и охраны. Материалы научно-практического семинара. – Минск: Право и экономика, 2009. – с. 252-255
13. Berg. C, Dengler J., Abdank A. (Eds.) Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung – Tabelleband. – Weissdorn, Jena, 2001. – 341 pp.
14. Dengler J., Koska I., Timmermann T., Berg. C, Glausnitzer U., Isermann M., Linke C., Pazolt J., Polte T., Spangenberg A. New descriptions and tipifications of syntaxa within the proekt ‘Plant communities of Mecklenburg-Vorpommern and their vulnerability’ – Part II // Feddes Repertorium 115 (2004) 3-4, P. 343-392.
15. Jarolimek I., Sibik J. (Eds.) Diagnostic, constant and dominant species of the higher vegetation units of Slovakia. Veda, Bratislava, 2008. – 332 p.
16. Matuszkiewicz W. Przegląd fitosociologiczny zbiorowisk lesnych Polski / W. Matuszkiewicz, J. Matuszkiewicz // Phytocenosis. — Warszawa — Białowieska, Seminarium Geobotanicum 3, 1996. — Vol. 8. — S. 38–53.
17. Renaux B. (Red.) Caractérisation des Tourbières boisées (91D0\*) en Auvergne. Conservatoire botanique national du Massif central \ Direction régionale de l’Environnement, de

- l'Amenagement et du Logement. – 2012. – 89 p. ([http://webissimo.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/renaux\\_2012\\_Caracterisation\\_tourbieres\\_boisees\\_BD\\_cle0be311.pdf](http://webissimo.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/renaux_2012_Caracterisation_tourbieres_boisees_BD_cle0be311.pdf))
18. Weber H.E., Moravec J., Theurillat J.-P. International Code of Phytosociological Nomenclature. – 3rd edition // Journal of Vegetation Science. – 2000. – Vol. 11, № 5. – P. 739-768.

## РОЛЬ РЕЛІГІЇ У ВИХОВАННІ ЕКОЛОГІЧНОЇ КУЛЬТУРИ

*Гаврилюк О.І.*

Відділ природи Волинського краєзнавчого музею, м. Луцьк  
volmus@ukr.net

Вирішення глобальних екологічних проблем неможливе без виховання екологічної культури. З давніх віків релігійні вчення відігравали одну із вирішальних ролей у формуванні світогляду людей. Захист будь-яких об'єктів живої природи буде більш ефективним, якщо охороняти їх не лише за допомогою закону, а й в першу чергу завдяки моральним, в тому числі релігійним переконанням.

Екологічна криза – це криза духовності. В морально здоровому суспільстві, в якому духовність, культура на першому місці, відношення до навколишнього природного середовища буде дбайливим та заощадливим.

«Екологічна криза є проявом на сьогоднішній день, можливо, самим яскравим тією глобальної кризи, в яку людина своїм гріхопадінням ввела себе та оточуючий світ...», - пише А. А. Макаров, завідувачий відділом церковного життя «Журналу Московської Патріархії» (Макаров, 1990)

В час, коли духовні цінності нівелюються, роль релігії у вихованні культури, в тому числі екологічної, яка залежить від рівня загальної культури та глибини духовного світу людини, зростає.

Релігії в значній мірі формують суспільну думку, мають значний вплив на дії людини в тому числі і природоохоронні.

В кінці 1986 року в місті Ассізі в Італії, на Умбрійському пагорбі зібрались представники різних релігій світу для того, щоб поділитись думками щодо питань охорони природи, чим можуть бути корисні різні релігійні вчення у справі збереження навколишнього середовища.

Вивчення священних писань, книг, життя святих, апокрифів, народних релігійних вірувань є важливим для виховання екологічної етики

Для ранніх вірувань багатьох народів світу, зокрема і давніх слов'ян було характерне природопоклонство. Природа вважалась живою, такою, що має душу. Об'єктом релігійного шанування було все, що оточувало людину у повсякденному житті: рослини, тварини; небесні світила: сонце, місяць, зорі; природні стихії: вогонь, вода, земля, повітря. Дохристиянські вірування охоплювали всі сторони життя людини, були її філософією, давали можливість розуміти оточуючий світ, жити в гармонії з ним.

Подібне відношення до всього живого характерне для такої релігії, як синтоїзм, яка є самою поширеною серед японців. Основою синтоїзму є культ предків та поклоніння силам природи. Дійсний вівтар синтоїзму – природа відновлена або недоторкана.

Ціль життя людини згідно синтоїзму – гармонійно існувати з природою, а порушення світового порядку вважається гріхом. Японці називають свою віру «релігія серця». Гармонійне мислення японців по відношенню до довкілля сформувалось на основі багатовікового культури природи, який вдалось зберегти до сьогоднішніх днів.

Витоки синтоїзму дуже давні і включають такі форми вірувань, як тотемізм, анімізм тощо. Об'єктами шанування були божества землі, полів, лісів, гір, рослини, тварини. Згідно синтоїзму людина не повинна руйнувати світ природи, а пристосовуватись до нього. Це можна спостерігати на прикладі японської архітектури, яка не конкурує з природою, а прагне стати її частиною.



«Не знищуй природного людським; не знищуй природного штучним, не жертвуй собою заради збагачення» - один із постулатів японських священників.

В одній із екологічних релігій – буддизмі в якості ведучого етичного принципу виступає принцип відмови від насилля. Саме така етика зіграла немало роль в збереженні природи, не дивлячись на високу густоту населення у буддистських країнах.

Вчення Будди вчить проявляти любов і співчуття до всіх живих істот подібно матері, яка кидає все, щоб врятувати єдиного сина.

Прихильники джайнізму - давньої релігії, яка виникла в Індії, проповідують принцип непричинення зла живим істотам, відмовились від землеробства, щоб при обробітку ґрунту не зашкодити живому. Тому, джайнські общини здавна жили в містах і займалися ремеслами та торгівлею.

Джайни вважають, що весь світ одухотворений, має душу і тому потребує дбайливого ставлення. Вони проти полювання, допомагають домашнім та диким тваринам, стараються не надати лишньої шкоди і рослинам – не споживають коренів і коренеплодів, та плодів, які містять багато насіння.

Почесне місце займає природа в прихильників індуїзму. В давніх індуїстських писаннях ліси і діброви вважались священними, а дерева, які цвітуть були в особливій пошані. У індусів, які проповідують індуїзм, можна повчитись гуманному відношенню до тварин. В деяких районах Індії місцеві жителі, щоб зберегти пташині колонії, не підпускають до них навіть фотографів.

Махабгарата говорить, що «навіть, якщо є одне дерево в селі, повне квітів і плодів, це місце стає достойним поклоніння та поваги». Індуїсти вважають дерева священними, такими, що мають душу, а вирубка дерев прирівнюється до гріха.

Священними вважаються і всі ріки, а їх забруднення – гріхом. «Спаси природу, або помри» - говорить «Бхагават Гіта».

Індуїзм заохочує дії, направлені на врятування і благо всіх живих істот, вчить ненасильницькому відношенню до природи.

Одним із важливих екологічних принципів східних релігій є взаємозв'язок всіх природних явищ.

Згідно ісламського вчення все навкруги є творіння Бога, а людина - служитель Бога, який відповідальний за збереження цілісності і єдності всього живого. Всі творіння Аллаха згідно Корану є досконалими і священними, а зло породжене гріховними діями людини. Різновидності гріхів людини зафіксовані в Шаріаті, який є сукупністю правових, морально-етичних та релігійних норм ісламу. Охороняти природу і розумно використовувати її багатства – обов'язок кожної людини. Мусульмани повинні самі уникати природоруйнівних дій, застерігати від них інших, пропагувати екологічні цінності, брати участь в розробці природоохоронних законів.

Знущання над тваринами є абсолютно забороненим, а також поводження з тваринами, яке не відповідає їх природному призначенню. Не можна вбивати тварин без причини та особливої потреби. Людина несе відповідальність за четвероногих, за дії, які несуть їм страждання. Необхідно турбуватись про хорошу їжу і чисте утримання тварин. В ісламі є тварини, які призначені для поклоніння.

Згідно відань ісламських пророків потрібно турбуватись про дерева, а збереження дерев подовжує людське життя. Ті, хто рубає фруктові та інші корисні дерева можуть бути наказані Аллахом.

Етичні принципи згідно ісламу полягають в тому, що оточуюче середовище - це Боже творіння. Всі живі істоти достойні захисту і доброго відношення; природа створена не тільки для нинішнього покоління.

Британський принц Чарльз, виступаючи перед вченими в Оксфордському центрі ісламських досліджень, зауважив, що причиною конфлікту між людиною та природою є не тільки індустріалізація, але відношення до природи, яке суперечить «священним традиціям», а знищення природи особливо суперечить ісламським традиціям, згідно яким «нема поділу

між людиною та природою», а жити потрібно згідно з можливостями оточуючого середовища.

За тисячі років до того, як екологія стала загальносвітовою проблемою іудаїзм досить серйозно розглядав питання захисту довкілля.

Згідно Торі світ був створений для людини і людина повинна оберігати цей світ таким, яким вона його отримала із рук Всевишнього.

Тора застерігає нас від непотрібних руйнувань навіть у військовий час.

Тора рекомендує створення зелених зон навколо міст, наполягає на недопустимості схрещування різних видів тварин та рослин.

Найбільш вагомим з екологічної точки зору є закон про сьомий рік, коли полям дається час для відпочинку.

Єврейський закон забороняє бездумно знищувати щось корисне для людини, вбивати без необхідності тварин або ранили їх, вживати в їжу хижих тварин та птахів, а також тварин, які виконують санітарну роль у водоймах.

Згідно Талмуду заборонено викидати сміття на суспільній території, а розміщати підприємства, які є джерелом шуму та забруднення води і повітря рекомендує за межами міста.

В основі християнської етики лежить любов. Почуття любові, яке є основою віри в Бога, передбачає любов до Його творіння. Бог створив світ з любові і для любові. Ця любов виражається у ставленні до живих істот і є найвищою мудрістю. Відношення до природи повинно ґрунтуватись на засадах любові.

Згідно з Святим Письмом весь світ і кожна істота мають свою незамінну цінність як Божі створіння. Нічого не було створено без необхідності.

Як написано в «Життях святих», святі люди, які досягали високого духовного рівня, розуміли мову тварин, дуже тонко відчували рослинний світ.

Зміст багатьох біблійних притч ґрунтується на прикладі рослин та змін, які з ними відбуваються. У Біблії згадується біля 100 різних рослин.

На перших сторінках Книги Буття можна знайти класифікацію біблійної флори, в якій зазначають життєві форми рослин, окремо виділяють рослини, які є продуктами харчування.

Дерево життя (світове дерево) є найвищим символом віри у Господа.

Біблія вчить жити в цьому світі не по-споживацьки, а щоб лишити середовище, придатне для наступних поколінь. В цьому проявляється любов до ближнього. Якщо любиш Творця, то потрібно любити і його творіння.

Розглядаючи природу та її багатства лише з точки зору споживача людство приречене на самознищення

Релігія і церква мають важливе значення на формування суспільної думки і на подальші дії людини. Релігійні переконання, емоції є досить дієвою мотивацією для активної участі в охороні природи.

Без залучення релігійного світогляду, який покликаний сформувати духовне ставлення людини до природи, як до Божого створіння, заклик до її збереження буде неповним у науковому знанні, адже основна причина екологічної кризи у бездуховності, викривленій ієрархії цінностей.

Для екології майбутнього необхідний діалог між науковими знаннями та великими духовними істинами, які лежать всередині релігій.

## БІБЛІОГРАФІЯ

1. Борейко В.Е. Экологические традиции, религиозные воззрения славянских и других народов. К.: Киевский эколого-культурный центр, 2003. – 160 с.

2. Рослини Святого Письма та перспективи створення біблійного саду / Руденко Світлана, Івасюк Оксана, Костишин Степан, протоієрей Щербань Микола. – Чернівці: Букрек, 2009. – 900 с.

## ВПЛИВ ТЕХНОЛОГІЧНИХ ЗАХОДІВ НА ПОЖИВНИЙ РЕЖИМ ОРГАНОГЕННИХ ҐРУНТІВ

*Ґера О.М.*

ННЦ «Інститут землеробства НААН»  
gera00@ukr.net

Органогенні ґрунти є значним резервом сільськогосподарського виробництва, особливо в зоні Полісся. Проте землеробство на цих ґрунтах порівняно з мінеральними значно відрізняється. За своїми агрохімічними показниками органогенні ґрунти помітно відрізняються від мінеральних, мають високі запаси валового азоту, але містять незначну кількість валових форм фосфору і калію [1,2,3].

Після проведення осушувальних робіт у торфових ґрунтах значно покращується водно-повітряний режим, посилюються мікробіологічні процеси, відбувається інтенсивний розклад та мінералізація органічної речовини. Водночас, тривале використання осушуваних торфовищ призводить до виснаження їх, що пов'язано зі зменшенням вмісту елементів живлення рослин, особливо азоту. Нині для створення оптимального водного режиму використовують його регулювання шляхом шлюзів-регуляторів на осушуваній території. Процеси накопичення органогенної маси є важливим фактором у ефективному використанні та збереженні торфовищ, що пов'язано з застосуванням тих чи інших агротехнічних заходів [4,5,6].

Дослідження проводилися у стаціонарному досліді, закладеному у 1987 році в зоні Полісся на слабкокислих торфовищах заплава р. Ірпінь, Гостомельський опорний пункт ННЦ «Інститут землеробства НААН».

Ґрунт має слабокислу реакцію ґрунтового розчину (рН сольовий – 5,25 – 5,5), характеризується досить високою зольністю (у шарі 0 – 30 см – 21,5 %) та має високу вологоємність. Низинне торфовище дослідної ділянки характеризується високими валовими запасами загального азоту (2,8 – 3,4 %). Вміст валового фосфору становить 0,8 – 0,9 % та 0,09 – 0,15 % калію, форми яких знаходяться для рослин у важкодоступній формі.

Спостереження за водним режимом ґрунту проводили шляхом замірювання рівнів ґрунтової води у водомірних колодязях через кожні 5 днів вегетації (квітень – жовтень). Вологість ґрунту визначали термостатно-ваговим методом (до постійної ваги) три рази за вегетацію у шарі 0-30 см (ДСТУ ISO 11465-2001). Поживний режим ґрунту визначали у шарі 0-30 см. Відбирання зразків ґрунту під багаторічними травосумішками проводили в три строки – на початку фази трубкування трав, після другого і третього укосів, під однорічними культурами – при сівбі, в середині та в кінці вегетації. Вміст нітратного азоту ґрунті визначали за методом Грандвальд-Ляжу з дисульфобензоловою кислотою (ЦИНАО ГОСТ 26488-85, ДСТУ ISO ITS 14256-1:2005), рухомих форм фосфору – за Егнером-Рімом з наступним визначенням колориметрично, а калію – на полуменовому фотометрі.

В дослідях вивчали структури угідь та посівних площ на осушуваних ґрунтах, розробляли енергозберігаючі прийоми підвищення продуктивності кормово-зернових сівозмін за різних доз внесення мінеральних добрив та препаратів (реаком і гумісол). Для забезпеченості рослин поживними речовинами була досліджена сівозміна: 1-4-е поле багаторічні трави, 5-е ріпак ярий, 6-е жито озиме, 7-е овес голозерний, та багаторічні трави беззмінного вирощування для порівняння.

Погодні умови в роки досліджень за опадами і тепловим режимом були досить різними, температура повітря за всі роки досліджень була більшою на 1,8-3,7 °С від середньобагаторічної, а опади складала у 2011 р. – 290 мм, 2012 р. – 330, 2013 р. – 450 за норми 357 мм.

Проведені спостереження за рівнем ґрунтових вод показали, що глибина залягання ґрунтових вод істотно залежала від режиму роботи Ірпінської осушувально зволожувальної системи та погодних умов (табл. 1). Так, в середньому за період дослідження (2011-2013 рр.)

рівні ґрунтової води знаходились в межах 60-90 см від поверхні ґрунту. Такий рівень ґрунтових вод сприяв нормальному росту і розвитку досліджуваних культур. Найвище підняття рівня ґрунтових вод (до 10 см) було у квітні 2013 р. це спричинено тим, що за попередній місяць (березень) випало 75 мм за норми 39 мм, але під кінець місяця рівень опустився до 35. У липні-серпні рівні ґрунтової води опускались 80-90 см за весь період досліджень.

Таблиця 1

Глибина залягання ґрунтових вод на дослідних ділянках, см від поверхні ґрунту

Рік	Місяць								Середнє
	квітень	травень	червень	липень	серпень	вересень	жовтень	листопад	
2011	90	95	85	90	80	90	85	70	86
2012	70	75	85	95	90	60	70	75	78
2013	10	35	50	70	80	85	75	80	60
Середнє	57	60	73	85	83	78	77	75	76

Спостереження за вологістю ґрунту під багаторічними травами показали, що зі старінням травостою вологість ґрунту на 2-3 % зменшується порівняно з полями першого та другого років користування. Таке явище пов'язано з погіршенням водно-фізичних властивостей ґрунту та старінням травостою, а отже поверхневий шар менше накопичує вологи. На ділянках де мінеральні добрива не вносили вологість знижувалась порівняно із ділянками де їх не вносять. Під однорічними культурами вологість залежала від погодних умов вегетаційного періоду. Певною мірою також впливала також і густина покриву рослин ґрунту. На під час сходів вологість була незначною, а в період вегетації під час інтенсивного росту рослин вона збільшувалась, що пов'язано з інтенсивнішим ростом вегетативної маси, яка затінює поверхню і з неї таким чином зменшується фізичне випаровування вологи з ґрунту, що значною мірою позитивно впливає і на розвиток самої рослини. Так, під посівами жита озимого у червні вологість на ділянці без внесення мінеральних добрив становила 38,6 мм від ПВ, у липні вона підвищилась до 70,3 мм від ПВ.

Вологість ґрунту під посівами буряку столового знижувалась від початку вегетації до середини, особливо в липні і становила 40-25 % від повної вологоємності. Зменшення вологості ґрунту від початку до середини вегетації у просапних культурах пов'язано з інтенсивнішим ростом цієї культури у цей період та більшим споживанням вологи.

Поживний режим торфяного ґрунту залежав як від біологічних особливостей вирощуваних культур, так і від погодних умов протягом вегетаційного періоду (табл. 1).

Регулювання накопичення рухомого азоту в торфяних ґрунтах відбувалось за рахунок чергування багаторічних трав і однорічних культур (під багаторічними травами нітратів накопичується менше, ніж під просапними культурами), зміною рівнів ґрунтової води, набором і кількістю обробітків ґрунту. Тому раціональне використання азоту в торфі являється важливою проблемою землеробства на осушуваних органогенних ґрунтах.

Аміачна форма азоту, як перша стадія мінералізації торфу, характеризувалась порівняно невисоким вмістом (від 37,0 до 80,0 мг на 100 г сухого ґрунту). У динаміці вона проявляла тенденцію до зниження від початку до середини вегетаційного періоду зі зростанням під кінець вегетації. Вміст цієї форми азоту залежно від добрив та різних сільськогосподарських культур змінювався слабо і не дало можливості установити певну залежність не спостерігали.

Нітратна форма азоту, як наступний етап у процесі мінералізації торфу, характеризувалась вищим вмістом і була лабільнішою залежно від погодних умов та різних культур і системи удобрення. На варіантах внесення N<sub>90</sub>P<sub>45</sub>K<sub>150</sub> уміст нітратів порівняно з неудобреним фоном під багаторічними травами зростав від 25-45 мг до 110-130 мг на 100 г ґрунту, досягаючи максимуму в середині літа.

У загальному рівень забезпеченості торфяного ґрунту мінеральним азотом ( $\text{NH}_4+\text{NO}_3$ ) протягом 2011-2013 рр., був середнім і підвищеним, тобто достатнім для отримання високої врожайності вирощуваних сільськогосподарських культур.

Для отримання високих врожаїв на торфяних ґрунтах необхідно вносити фосфорні добрива: в одних випадках – для збільшення вмісту доступних фосфатів у ґрунтах, в інших – для підтримання загального рівня живлення рослин на високому азотному і калійному фонах. Вміст рухомого фосфору у торфяному ґрунті (заплава р. Ірпінь) був низьким, особливо без внесення добрив (30-90 мг на 100 г сухого ґрунту) і проявляв у більшості варіантів стійку тенденцію до зниження під кінець вегетації.

Таблиця 2

Вплив агротехнічних заходів на вміст поживних речовин (0-30 см) шару ґрунту, 2011-2013 рр., мг на 100 г сухого ґрунту

Культура	Удобрення	$\text{NO}_3$	$\text{NH}_4$	$\text{P}_2\text{O}_5$	$\text{K}_2\text{O}$
Багаторічні трави 1-го року	без добрив	75,3	37,8	31,6	15,3
	гумісол	94,3	47,3	33,3	18,0
	реаком	47,7	40,3	36,4	18,0
	$\text{N}_{90}\text{P}_{45}\text{K}_{150}$ +реаком	36,0	49,2	57,9	17,0
	$\text{N}_{90}\text{P}_{45}\text{K}_{150}$	46,0	41,4	51,4	15,2
Багаторічні трави 4-го року	без добрив	67,3	44,8	25,6	20,5
	гумісол	69,0	49,3	22,6	19,3
	реаком	51,7	40,2	43,2	16,9
	$\text{N}_{90}\text{P}_{45}\text{K}_{150}$ +реаком	42,0	48,2	44,8	18,7
	$\text{N}_{90}\text{P}_{45}\text{K}_{150}$	41,0	33,9	47,9	15,7
Беззмінне використання багаторічних трав	без добрив	24,4	59,7	99,9	14,6
	гумісол	28,2	61,5	76,9	18,0
	реаком	23,0	64,8	66,5	18,0
	$\text{N}_{90}\text{P}_{45}\text{K}_{150}$ +реаком	26,4	61,0	83,3	17,6
	$\text{N}_{90}\text{P}_{45}\text{K}_{150}$	24,5	68,2	84,7	18,6
Жито озиме	без добрив	74,3	49,0	30,0	13,4
	гумісол	63,0	49,0	26,2	14,3
	реаком	69,0	50,7	35,9	17,7
	$\text{N}_{90}\text{P}_{45}\text{K}_{150}$ +реаком	70,0	50,0	43,8	16,6
	$\text{N}_{90}\text{P}_{45}\text{K}_{150}$	74,3	199,5	54,1	16,2
Овес голозерний	без добрив	123,7	50,3	45,9	14,6
	гумісол	112,0	49,5	36,4	16,1
	реаком	103,3	61,7	40,8	14,8
	$\text{N}_{90}\text{P}_{45}\text{K}_{150}$ +реаком	97,3	52,2	45,3	15,6
	$\text{N}_{90}\text{P}_{45}\text{K}_{150}$	102,3	55,0	52,2	22,6
Ріпак ярий	без добрив	83,0	49,2	37,5	17,0
	гумісол	98,7	47,7	29,7	17,2
	реаком	93,7	44,4	28,7	17,0
	$\text{N}_{90}\text{P}_{45}\text{K}_{150}$ +реаком	90,0	48,8	31,8	16,2
	$\text{N}_{90}\text{P}_{45}\text{K}_{150}$	131,7	49,8	34,6	18,2

Тривале сільськогосподарське використання і систематичне внесення калійних добрив сприяло збільшенню вмісту калію з паралельним ростом зольності торфяного ґрунту. Вміст обмінного калію у ґрунті під багаторічними травами був переважно низьким (13-22 мг на 100 г ґрунту). Протягом вегетації сільськогосподарських культур вміст обмінного калію проявляв тенденцію до зниження, особливо від середини до кінця вегетації. Внесення

препаратів як окремо так, і в поєднанні з мінеральними добривами суттєво не впливало на поживний режим ґрунту.

Таким чином, для ефективного використання торфових ґрунтів потрібно застосовувати заходи які будуть сприяти поліпшенню їхнього стану. Потрібно використовувати сівозміни які поєднують вирощування багаторічних трав та однорічних культур, такий захід зменшить негативні наслідки мінералізації органічної маси. Вирощуючи багаторічні трави у сівозміні 5-6 років можна зменшити негативні наслідки на довкілля. Для ефективного використання торфовищ, вирощування однорічних культур у сівозміні 2-3 роки не позначається негативно на ґрунті. Для забезпечення високих врожаїв потрібно вносити фосфорні та калійні добрива, за рахунок цього заходу у ґрунті іде незначне накопичення поживних речовин що потрібні для живлення рослин. Забезпеченість поживними речовинами була достатньою для отримання високих врожаїв на ділянках з внесенням мінеральних добрив та у поєднанні з препаратами (реактом, гумісол).

#### БІБЛІОГРАФІЯ

1. Андрущенко Г.А. Культура боліт / Г.А. Андрущенко, Г.В. Козій, П.Р. Красніцький, В.П. Ступаков. – Л.: 1965. – 181 с.
2. Алексеев Е.Д. Использование осушенных торфяных почв / Е.Д. Алексеев. – М.: Россельхозиздат, 1981. – 61 с.
3. Бог М.С. Экосистемы болот СССР / М.С. Бог. – Л.: Наука, 1979. – 187 с.
4. Голованов А.И. Мелиоративное земледелие / А.И. Голованов, А.Г. Балан, В.Е. Ермакова, И.Т. Ефимов – М.: Агропромиздат, 1986. – 328 с.
5. Зубец В.М. Теоретические исследования регулирования водного режима на осушенных торфяно-болотных почвах / В.М. Зубец, Г.И. Афанасик // Мелиорация переувлажненных земель. – Минск: Ураджай, 1973. – Т. 21. – С. 3 – 11.
6. Гера О.М. Вплив агротехнічних заходів на біологічну активність осушеного торфовища / О.М. Гера // Зб. наук. праць ННЦ «Інститут землеробства УААН». – К.: ЕКМО, 2008. – Вип. 3 – 4. – С. 19 – 25.

#### СИСТЕМАТИЧНА СТРУКТУРА ВОДНОЇ ТА ПРИБЕРЕЖНО-ВОДНОЇ ФЛОРИ ВОДОСХОВИЩА-ОХОЛОДЖУВАЧА ХМЕЛЬНИЦЬКОЇ АЕС

*Губарь Л.М.*

Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України, м. Київ,  
ogubar@gmail.com

Водне середовище є одним з важливих факторів розвитку і нормального існування навколишнього середовища. Але у зв'язку із збільшенням антропогенного впливу, особливо поблизу населених пунктів і в штучних технічних водоймах, відбувається засмічення берегів річок і водосховищ видами синантропних рослин [1]. При дослідженні флори міста Нетішина [3] ми звернули увагу на флору штучного водосховища-охолоджувача Хмельницької АЕС, який розташований в околицях досліджуваного міста і надалі планується для часткового включення в його смугу. Стан водосховищ-охолоджувачів відрізняється від природних водних екосистем, оскільки в штучних системах відбуваються зміни фізичних і хімічних характеристик середовища [2]. Води, які використовуються для охолодження агрегатів електростанції, не призводять до значних змін у складі неорганічних речовин. Однак, під впливом високих температур органічні речовини, якими багаті води більшості водосховищ-охолоджувачів, забруднених стічними водами, перетворюються в токсичні склади. Взаємовідносини викидів електростанції і забруднення водойми призводить до виникнення небезпечного забруднення, наслідки та впливу якого на стан екосистем і здоров'я людей не до кінця розкриті. Сукупність цих факторів визначає загальну екологічну ситуацію, від якої значною мірою залежить формування флори і рослинності водосховищ-охолоджувачів. Різним аспектам вивчення флори охолоджувачів в Україні

присвячені роботи В.В. Дукина, А.І. Хархоти, А.В. Топачевського [4, 8, 9], найбільш точно систематизовано весь матеріал у роботі В.М. Катанської та С.М. Голубничої [1, 2, 5].

Об'єкт дослідження – водна та прибережно-водна флора штучного водосховища-охолоджувача Хмельницької АЕС. До складу досліджуваної флори включені не тільки види прибережно-водних і водних середовищ існування, але також і види синантропних рослин. Включення таких видів рослин до загального складу досліджуваної флори водосховища пояснюється значною трансформацією прибережних територій водосховища. Основне вивчення водної та прибережно-водної флори водосховища-охолоджувача проводилося в 2001-2005 рр. маршрутним і напівстаціонарних способами та було продовжено через п'ять років з метою встановлення появи нових змін у складі флорі. Враховувалися види рослин поширені до лінії максимального збільшення рівня води.

Площа водосховища складає 2000 га, об'єм водної маси 120 млн. куб. г. на відстані 3 км від міста Нетішин. Форма охолоджувача має вигляд подовженого блюдця (рисунок), відокремлена з боку міста греблею протяжністю 9 км. З іншого боку води водосховища підтоплюють лісові природні території. Рослинний покрив водосховища знаходиться на стадії формування і характеризуються нечіткої структурою флорі. Її збагачення відбувається за рахунок болотних видів, які поширилися на підтоплених територіях. В околицях водосховища зростають ліси бореального і неморального типів. Основними рослинними угрупованнями бореальних лісів є соснові і дубово-соснові ліси чорнично-зеленомохові (*Pineto vaccinioso (myrtilli) – hylocomiosum, Querceto (roboris) – Pineto vaccinioso (myrtilli) – hylocomiosum*) в комплексі з сосновими і дубово-сосновими лісами чорнично-довгомоховими (*Pineto – i Querceto (roboris) – Pineto vaccinioso (myrtilli) hylocomiosum*) і чорнично-сфагнові (*Pineto – i Querceto (roboris) – Pineto vaccinioso (myrtilli) – sphagnosum*) і похідні на їх місцях угруповання. Вологі і сирі бори: березово-соснові ліси молінієві (*Betuleto (pendulae) – Pinetum (sylvestris) molinoso (caeruleae)*) та їх похідні ценози, березові ліси молінієві (*Betuletum (pendulae) molinosum (caeruleae)*) і березові ліси трясучковидноосокові (*Betuletum caricosum (brizoiditis)*). Ліси неморального типу представлені вільховими евтрофних лісами в комплексі з вільховими болотами (*Alneta glutinosae*) і вербовими заростями і зарослевими болотами (*Saliceta pentandrae, S. triandrae, S. cinereae* та ін.) Так само, значну участь в рослинному покриві беруть торф'янисті луки (*Deschampsia cespitosae*), а також фітоценози з участю рудеральних угруповань і штучні насадження [10].

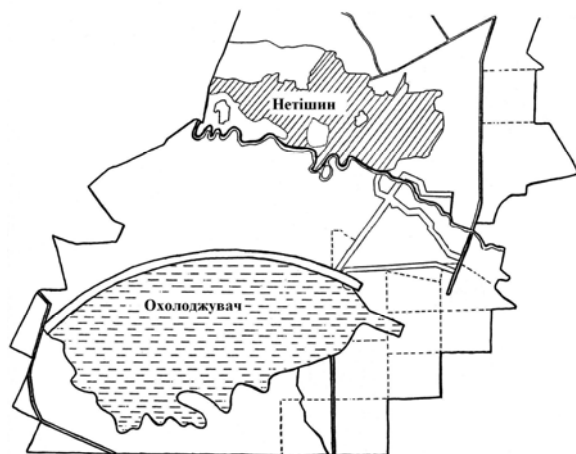


Рисунок. Карта-схема міста Нетішина та водосховища-охолоджувача ХАЕС

У результаті нашого дослідження встановлено, що водна та прибережно-водна флора водосховища нараховує 125 видів рослин, що відносяться до трьох відділів, 38 родин та 82 родів. Більшість видів відносяться до *Magnoliophyta* – 122 види рослин (97,6 %), два других відділи (*Lycopodiophyta, Equisetophyta*) представлені слабо, всього лише три види (2,4 %) і відіграють незначну роль у флорі охолоджувача. У систематичному спектрі флорі

водосховища найбільш багатими за видовим складом є сімейства *Cyperaceae* – 14 видів (11,2 %), *Poaceae* – 11 (8,8 %), *Asteraceae* – 9 (7,2 %), *Juncaceae* – 8 (6,3 %), *Ranunculaceae*, *Rosaceae*, *Apiaceae* і *Lamiaceae* – 5 видів (4,0 %). Вони складають 49,6 % досліджуваної флори, і відрізняються від флори України більш високим становищем сімейств *Juncaceae* і *Cyperaceae* і більш низьким – *Asteraceae*. На решту сімейства припадає 50,4 % флори, 11 з яких мають від 4 до 3 видів (29,6 %), 7 сімейств представлені 2 видами (11,2 %) і 12 сімейств налічують по одному виду (9,6 %). 3 родів найбільш поширений рід *Carex* L. – 9 видів (7,2 %), другу позицію займає рід *Juncus* L. – 8 (6,4 %), третю – роди *Potamogeton* L. і *Salix* L. – 4 (3,2 %), інші роди представлені незначною кількістю видів, чотири з них мають по три види (2,4 %), 15 по два (1,6 %) і 59 по одному (0,8 %).

У біоморфологічній спектрі досліджуваної флори переважають трав'янисті рослини – 116 видів (92,8 %) над деревними формами рослин (9/7, 2 %). Серед трав'янистих рослин переважають поликарпіки – 101 вид (80,8 %), монокарпіки складають 15 видів (12,0 %), що характерно і для флори м. Нетішина. У спектрі кліматоморф переважають гемікриптофіти – 103 види (82,4 %), решта групи: терофіти, геофіти, криптофіти і хамефіти – представлені в меншій кількості (22 види, 17,6 %). При аналізі надземних пагонів за положенням листків у дослідженій флорі переважають види з безрозетковими надземними пагонами – 68 видів (54,4 %), менше рослин з напіврозетковими пагонами – 47 видів (37,6 %). Види з розетковими пагонами мало характерні для дослідженої флори, вони складають 10 видів (8,0 %). У дослідженому водосховищі явним чином переважають види з мичкуватою корневою системою (85 видів, 68,0 %). Значно менший відсоток складають види з стрижневою (22 види, 17,6 %) і стрижнево-мичкуватою (18 видів, 14,4 %) корневими системами. За будовою підземних пагонів у досліджуваній флорі переважають короткокорневищні (52 види, 42,5 %) і довгокорневищні види рослин (41 вид, 31,5 %), чому сприяють значні території лучно-болотних угруповань. Характерною особливістю флори водойми є великий відсоток видів, які не мають корневищної структури (17 видів, 13,4 %) і каудексових (15 видів, 11,8 %).

Розподіл видів водосховища за хорологічними групами проводиться на основі флористичного районування Землі, розробленому А.Л. Тахтаджяном [7]. В результаті хорологічного аналізу нами відзначені три типи регіональних ареалів, які включають 8 класів, 10 груп і 8 підгруп. Голарктичний тип ареалів в досліджуваній флорі займає провідне положення і нараховує 104 види рослин (83,2 %). До складу даного типу входять чотири класи ареалів, серед яких за регіональними хорологічними групами, нами відзначено перевагу голарктичного класу рослин – 54 (43,2 %). На другому місці знаходиться євразійський клас (50/40,0 %), що притаманне для флори регіону в цілому [6]. Європейські види займають нижче положення (3/2,4 %) і представлені в основному аборигенними видами рослин. Циркумбореальний клас представлений лише одним видом. Наступну позицію займає космополітний тип ареалів (17/13,6 %) до складу якого входять два класи – космополітний (12/9,6 %), який становить більшість, і гемікосмополітний (5/4,0 %). Як видно домінують види голарктичного, євразійського і космополітного класів ареалів і складають 91,8 % від загальної кількості видів. Перехідний тип ареалів представлений всього чотирма видами рослин (3,2 %).

В екологічному спектрі флори домінують мезофіти – 33 види рослин (26,4 %) і гігрофіти – 31 (24,8 %), що обумовлено віком. Мезогігрофіти і гідрофіти налічують по 22 види (17,6%), гігомезофіти – 17 (13,6 %). У спектрі геліоморф домінують геліофіти 79 видів рослин (63,2 %), інші групи представлені слабо: сціогеліофіти – 39 (31,2 %), геліосціофіти – 4 (3,2 %), сціофіти – 3 (2,4 %).

Основну частину флори охолоджувача складають прибережні рослини (97 видів), також є і вільно плаваючі (3 види), прикріплені (16 видів) і занурені (9 видів).

У флорі водосховища відзначено 97 видів аборигенних рослин, які відносяться до водних та прибережно-водних ценозів. Види синантропних рослин становлять 22,4 %, з них чотири археофіти та сім кенофітів.



Викладені вище результати стосуються досліджень видового складу водної та прибережно-водної флори водосховища-охолоджувача Хмельницької АЕС протягом 2001 – 2005 рр., у результаті чого було встановлено, що досліджувана флора налічує 125 видів рослин з 82 родів і 38 родин. У біологічному та екологічному спектрах переважають трав'янисті поликарпики, гемікріптофіти, мезофіти і геліофіти. В результаті проведення досліджень відзначено, що водна та прибережно-водна флора охолоджувача, як така, перебуває на стадії формування. Як зазначалося вище водосховище було штучно створено на місці лісових та лучних ценозів, що і пояснює наявність видів рослин притаманних даним ценозам. Ці всі види збереглися у підтопленій частині водосховища-охолоджувача, натомість з боку розташування самої станції та греблі почали масово з'являтися синантропні та адвентивні види рослин, що і пояснює не чітко виражений спектр провідних родин та неможливість здійснення порівняльного аналізу з суміжними флорами. При здійсненні дослідження флори протягом 2001-2005 рр. спостерігалася чітка границя між природними екотопами та синантропними. Провівши повторне вивчення у 2010-2012 рр. нами було виявлено 73 нових види рослин для водної та прибережно-водної флори водосховища в основному з числа адвентивних видів рослин. Спостерігається значне збільшення угруповань за участю синантропних видів рослин та активне входження, останніх, у природні угруповання. Основним джерелом їх виникнення є людська діяльність, а центр розповсюдження зосереджений безпосередньо на станції. Так саме на території станції нами вперше для флори України наводяться два нових адвентивних види (*Eragrostis albensis* H. Scholz та *Vitis aestivalis* Michaux). На даний час кількість адвентивних видів рослин у флорі водосховища збільшилася на 57 видів рослин (35 кенофітів та 22 археофіти). В основному це інвазійні види, які раніше знаходилися на межі, а з часом, всетаки, проникли у природні угруповання за рахунок антропогенного впливу на флору водосховища (знищення верхнього родучого шару ґрунту та заміна його на штучний; прокладання нових автошляхів; створення нерегульованих сміттєзвалищ, будівельних відходів; насадження не притаманних даним угрупованням культурних та декоративних видів рослин, та ін.). У зв'язку з цим змінився і склад провідних родин досліджуваної флори. Так, родина *Cyperaceae* поступилася своїм провідним подожженням родинам *Poaceae* та *Asteraceae*, кількість видів у яких збільшилася саме за рахунок адвентивних видів рослин (таблиця). Також у складі провідних з'явилися такі родини як *Brassicaceae* та *Chenopodiaceae*, склад яких містить в основному також адвентивні види. Родини з видимими притаманними природним угрупованням значно понизили свої позиції.

Таблиця. Динаміка складу провідних родин флори водосховища-охолоджувача ХАЕС

№ п/п	2001-2005 рр. дослідження		2010-2011 рр. дослідження	
	Родини	Кількість видів	Родини	Кількість видів
1.	<i>Cyperaceae</i>	15	<i>Poaceae</i>	28
2.	<i>Poaceae</i>	11	<i>Asteraceae</i>	22
3.	<i>Asteraceae</i>	9	<i>Cyperaceae</i>	15
4.	<i>Juncaceae</i>	8	<i>Juncaceae</i>	8
5.	<i>Apiaceae</i>	5	<i>Brassicaceae</i>	8
6.	<i>Lamiaceae</i>	5	<i>Chenopodiaceae</i>	7
7.	<i>Ranunculaceae</i>	5	<i>Lamiaceae</i>	7
8.	<i>Rosaceae</i>	5	<i>Apiaceae</i>	6
9.	-	-	<i>Fabaceae</i>	5
10.	-	-	<i>Polygonaceae</i>	5
11.	-	-	<i>Ranunculaceae</i>	5
12.	-	-	<i>Rosaceae</i>	5

Змінився не лише склад провідних родин, а й біоморфологічні та еколого-ценотичні характеристики, проте ці зміни не такі суттєві, лише значно збільшилась кількість видів синантропних місцезростань, тому і сама водна та прибережно-водна флора втратила притаманні їй риси.

Також в межах водосховища є і природоохоронні об'єкти, зараз це територія двох заказників місцевого значення: „Праліс” та „Дорогоша” – 26, 27 квартали Кривинського лісництва, де охороняються такі рідкісні рослини: *Dactylorhiza majalis* (Reichenb.) P.F. Hunt et Summerhayes, *Epipactis helleborine* (L.) Grantz, *Epipactis atrorubens* (Hoffm. ex Bernh.) Schult., *Epipactis palustris* (L.) Grantz, *Neottia nidus-avis* (L.) Rich, *Lycopodium annotinum* L., *Huperzia selago* (L.) Bernh. ex Schrank et Mert., *Lycopodiella inundata* (L.) Holub. Більшість з цих видів страждають від осушення, що проводиться навколо водосховища, з метою освоєння нових територій. Деякі види намагаються пристосовуватись до нових умов (*Epipactis helleborine* – поширився у насадженнях берези бородавчастою навпроти самої станції, *Lycopodiella inundata* – поширилась по штучному каналі поза станцією).

Отже, в результаті проведеного повторного дослідження було встановлено збільшення видового складу флори на 73 види, 54 роди та 13 родин (загалом – 198 видів, 136 родів та 51 родина). Ці зміни відбулися за рахунок збільшення адвентивних видів рослин. Також зміни торкнулися і рослинного покриву, він став значно трансформований, а адвентивні види досить часто трапляються і в природних екотопах.

#### БІБЛІОГРАФІЯ

1. Голубнича С.М. Справжні водні рослини водосховища-охолоджувача Курахівської ДРЕС // Матеріали конференції молодих вчених ботаніків, 7–11 вересня 1998 року, Херсон-Лазурне / за ред. проф. М.Ф. Бойка. – Херсон, 1998. – С. 52–53.
2. Голубнича С.М. Вплив умов водосховищ-охолоджувачів південного сходу України на вищу водну та прибережну рослинність: Автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук. – Дніпропетровськ, 2000. – 17 с.
3. Губарь Л.М. Урбанofлори східної частини Малеого Полісся (на прикладі Острога, Нетішина, Славути та Шепетівки): Автореф. дис. ... канд. біол. наук. – К., 2006. – 21 с.
4. Дукина В.В. Результаты изучения зоопланктона реки Молочной и ее притоков. Учен. зап. Харьк. унив. 67. Тр. н.-и. инст. биол. и биол. фак. 1956. – 23: 81–91.
5. Катанская В.М. Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР. Методы изучения. – Л.: Наука, 1981. – 187 с.
6. Мшанецька Н.В. Аналіз флори Малеого Полісся (Україна) (з використанням комп'ютерних баз даних). – Автореф. дис. ... канд. біол. наук. – К.: 1995. – 24 с.
7. Тахтаджан А.Л. Флористические области Земли. – Л.: Наука, 1978. – 248 с.
8. Топачевский А.В., Цеб Я.Я., Сиренко Л.А., Макаров А.И. Цветение воды как результат нарушения процессов регулирования в гидробиоценозах // Биологическое самоочищение и формирование качества воды. 1975. – М. – С. 41–49.
9. Хархота А.И., Повх В.Н., Дмитренко П.П. Видовой состав высших водных растений в водоёмах шахтного водоотлива в Донбассе // Тез. докл. I Всесоюз. конф. – Борок: Б.и., 1977. – С. 24–26.
10. Шеляг-Сосонко Ю.Р., Дідух Я.П., Устименко П.М., Коротченко І.А., Юглічек Л.С. Лісова рослинність 30-кілометрової зони Хмельницької АЕС // Укр. ботан. журн. – 2000. – 57, № 3. – С. 250–256.

## ПОПЕРЕДНІЙ ОГЛЯД ФАУНИ ВОДНО-БОЛОТНИХ ПТАХІВ МАЛИНСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Давиденко І.В.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка  
i\_davidenko@ukr.net

Малинське водосховище розташоване у Малинському районі Житомирської області на р. Ірша (ліва притока р. Тетерів) та є найбільшою водоймою області за площею водного дзеркала [5]. Водосховище було збудоване у 1980 році, має дещо підвищений лівий берег і пологий правий, які у верхній частині водойми зайняті густими заростями гідрофітної рослинності; очеретом та рогозом зайнята і більша частина кількох розміщених тут островів. Сприятливі природні умови, що склалися на водоймі, дають змогу гніздитися (особливо у верхній її частині), а також зупинятися тут для відпочинку та годівлі під час сезонних міграцій багатьом видам водно-болотних птахів. Взимку водоплавні птахи концентруються переважно у середній та нижній частині водосховища, а у випадку його замерзання – у нижньому б'єфі та на руслі р. Ірша нижче за течією, де завжди зберігаються незамерзаючі ділянки. Малинське водосховище практично повністю входить до ландшафтного заказника місцевого значення "Гамарня", який займає площу у 1131 га, з яких 336 га припадають на прилягаючі ділянки хвойного, мішаного та листяного лісу, а 795 га – на акваторію водойми [6].

Матеріал по фауні птахів водно-болотного комплексу (тобто таких, що екологічно пов'язані з водно-болотними угіддями) даного регіону було зібрано під час періодичних піших та водних екскурсій у всі сезони року впродовж 1999-2013 рр. Крім безпосередньо акваторії водосховища до зони обліків увійшли також заболочені та лучні ділянки, що прилягають до цієї місцевості. Незважаючи на те, що у даному повідомленні наведений далеко не повний список птахів вищезгаданого водно-болотного угіддя, у подальшому очевидно він буде доповнюватися новими видами.

Гагара чорноголова (*Gavia arctica*). Рідкісний пролітний, інколи зимуючий вид. На Малинському водосховищі цих птахів було відмічено: 25.12.2000 р. – 1 особину; 23.10.2005 – 2 ос.; 5.12.2006 – 6 ос.; 9.11.2010 – 2 ос.

Норець чорноший (*Podiceps nigricollis*). Рідкісний вид водосховища, відмічався під час міграцій (3.05.2005 – 3 ос.).

Норець великий (*Podiceps cristatus*). Звичайний гніздовий, перелітний вид водосховища, особливо чисельний під час сезонних міграцій. Відомі випадки зимівлі (25.12.2000; 30.12.2002 – по 1 ос.).

Баклан великий (*Phalacrocorax carbo*). Досить звичайний пролітний вид, зустрічається під час кормових переміщень в основному у другій половині літа та восени, зграями від 10 до 80, переважно у 50-70 особин [1].

Бугай (*Botaurus stellaris*). Малочисельний гніздовий птах, зустрічається з кінця березня [2], та протягом усього весняно-літнього періоду.

Чапля біла велика (*Egretta alba*). Рідкісний вид, бродячі особини відмічаються переважно у другій половині літа та під час сезонних міграцій. Так, зокрема, 2 особини цього виду було відмічено тут 25.07.2002 р., ще 2 – 4.05.2004 р.

Чапля сіра (*Ardea cinerea*). Звичайний гніздовий вид. Біля с. Гамарня вже багато років знаходиться гніздова колонія цих птахів. У останні роки тут налічувалось від 70 до 80 гнізд даного виду.

Лебідь-шипун (*Cygnus olor*). Рідкісний зимуючий вид. 13.02.2005 р. у нижньому б'єфі Малинського водосховища спостерігали 4 дорослі особини; 25.01.2010 – 9 ос. (5 ad + 4 juv); 20.02.2011 – 5 ос.

Крижень (*Anas platyrhynchos*). Звичайний гніздовий та пролітний птах, найбільш масовий вид (зустрічаються скупчення до 400 особин) серед зимуючих птахів водосховища [4].

Чирок-свистунець (*Anas crecca*). Рідкісний зимуючий вид (13.02.2005 р. відмічено 1 ос.), дещо численніший під час міграцій.

Свищ (*Anas penelope*). Рідкісний вид, зустрічається під час міграцій та дуже рідко взимку (25.12.2000 р. – 1 ос.).

Чирок-тріскунець (*Anas querquedula*). Звичайний вид, досить численний під час весняної міграції.

Широконоска (*Anas clypeata*). Рідкісний вид, зустрічається під час сезонних міграцій. Так, пару цих птахів було відмічено 16.04.2001 р.

Чернь червоноголова (*Aythya ferina*). Малочисельний пролітний вид, відомі зустрічі взимку (26.02.2006 р. – 1 ос.).

Чернь чубата (*Aythya fuligula*). Малочисельний пролітний та зимуючий вид. На водосховищі було відмічено 1 особину 11.11.2001 р., а у нижньому його б'єфі пара спостерігалась під час зимівлі 27.01.2002 р. У 2001-2002 р.р. цей вид було відмічено на гніздуванні неподалік від заказника на відстійниках очисних споруд м. Малина [3].

Гоголь (*Bucephala clangula*). Малочисельний пролітний та зимуючий птах водосховища. Зустрічається невеликими групами переважно у пізньо-осінній період. 4 особини відмічено на водосховищі 11.11.2001 р.; 11.02.2007 – 1 ос.; 9.11.2010 – 6 ос., та 8.11.2013 – 3 ос.

Крохаль великий (*Mergus merganser*). Рідкісний вид, зустрічається під час міграцій та зимівлі. 1 особина (♀) трималася у зграї зимуючих крижнів на р. Ірша нижче водосховища біля м. Малин 27.01.2002 р.

Скопа (*Pandion haliaetus*). Рідкісний пролітний вид, зустрічається під час сезонних міграцій. 31.08.2003 р. над водосховищем спостерігався полюючий птах.

Шуліка чорний (*Milvus migrans*). Рідкісний пролітний, можливо гніздовий вид, відмічався весною (4.05.2004 р. – 1 ос.).

Лунь болотяний (*Circus aeruginosus*). Звичайний гніздовий, перелітний вид заказника.

Деркач (*Crex crex*). Малочисельний гніздовий, перелітний вид. Токування самців періодично відмічається на луках нижче акваторії водосховища (зокрема 21.05.2013 – 2 ос.).

Лиска (*Fulica atra*). Звичайний гніздовий, перелітний птах. Тримається заростей рогозу та очерету поблизу берегів водосховища.

Чайка (*Vanellus vanellus*). Малочисельний гніздовий птах болотистих луків околиць водосховища.

Травник (*Tringa totanus*). Нечисленний, можливо гніздовий птах прилягаючих до заказника луків, під час міграцій трапляється і по берегах водосховища.

Перевізник (*Actitis hypoleucos*). Гніздовий, перелітний вид території заказника. У фондах Зоологічного музею ННПМ НАН України зберігається самиця перевізника, здобута 23.7.1935 р. на західній околиці м. Малин на р. Ірша [7], що відповідає сучасному розміщенню водосховища.

Бекас (*Gallinago gallinago*). У весняний період досить звичайний (можливо гніздовий) вид прилягаючих до водосховища луків.

Мартин жовтоногий (*Larus cachinnans*). Нечисленний пролітний вид водойми, бродячі особини зустрічаються і влітку.

Мартин звичайний (*Larus ridibundus*). Звичайний вид водосховища, відомі періодичні випадки зимівлі.

Крячок чорний (*Chlidonias nigra*). Періодично відмічається під час весняного міграційного періоду (переважно на початку травня).

Крячок світлокрилий (*Chlidonias leucopterus*). Зрідка спостерігається під час весняної міграції (травень); відмічалися зграї чисельністю до 30 ос.

Крячок річковий (*Sterna hirundo*). Звичайний гніздовий, перелітний птах водосховища.

Рибалочка звичайний (*Alcedo atthis*). Нечисленний гніздовий вид водойми, що очевидно пов'язано з недостатньою кількістю місць для гніздування.

Ластівка берегова (*Riparia riparia*). Малочисельний гніздовий перелітний вид околиць водойми.

Плиска біла (*Motacilla alba*). Звичайний гніздовий перелітний вид берегів водосховища.

Кобилочка солов'їна (*Locustella luscinioides*). Малочисельний гніздовий птах очеретяних заростей водосховища та його околиць.

Очеретянка лучна (*Acrocephalus schoenobaenus*). Нечисленний гніздовий птах луків, що розміщені біля водосховища.

Очеретянка ставкова (*Acrocephalus scirpaceus*). Звичайний гніздовий вид очеретяних заростей, що розміщені по периферії водойми.

Очеретянка велика (*Acrocephalus arundinaceus*). Звичайний гніздовий перелітний птах, гніздиться у прибережних заростях очерету та рогозу.

Синиця вусата (*Panurus biarmicus*). Малочисельний гніздовий вид очеретяних заростей водосховища; інколи відмічається і взимку.

Ремез (*Remiz pendulinus*). Малочисельний гніздовий вид зарослих дерев'янисто-чагарниковою рослинністю берегів водосховища.

#### БІБЛІОГРАФІЯ

1. Бондарчук Ю.М., Пшеничний С.В., Каминская Н.В., Панчук А.С., Давиденко І.В., Серебряков В.В. Современный статус баклана большого (*Phalacrocorax carbo*) на внутренних водоемах Украины // Бранта: Сб. научных трудов Азово-Черноморской орнитол. станции. – Мелитополь, 2008. – вып. 11. – С. 16-22.
2. Весельський М.В. Зустрічі деяких рідкісних видів птахів на Житомирщині // Мат. конф. "Території, що важливі для збереження птахів в Україні – ІВА програма". – Київ, 1996. – С. 54-55.
3. Давиденко І.В. Нові місця гніздування чубатої черні та сірого сорокопуда у Житомирській області // Беркут. – 2002. – Т. 11, вип. 1. – С. 78.
4. Давиденко І.В. Результати зимових обліків водоплавних птахів на деяких штучних водоймах Житомирської області // Облік птахів: підходи, методики, результати. – Житомир, 2004. – С. 99-102.
5. Довідник природних ресурсів Житомирщини. – Житомир: Льонок, 1993. – 142 с.
6. Орлов О.О., Сіренький С.П., Подобайло А.В., Сесін А.В. Заповідна Житомирщина. – К.: Фітосоціоцентр, 2001. – 196 с.
7. Пекло А.М. Птицы. Вып. 2., Неворобьиные Non-Passeriformes (Ржанкообразные *Charadriiformes* - Дятлообразные *Piciformes*). – К.: Зоомузей НППМ Украины, 1997. – 235 с.

### РАРИТЕТНІ УГРУПОВАННЯ БОЛОТНОЇ ТА ВИЩОЇ ВОДНОЇ РОСЛИННОСТІ КЛЮЧОВИХ ТЕРИТОРІЙ ПРОЕКТОВАНОЇ ЕКОМЕРЕЖІ ПРАВОБЕРЕЖНОГО ЛІСОСТЕПУ УКРАЇНИ

*Дубина Д.В., Устименко П.М.*

Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України  
geobot@ukr.net

Існуючі стратегії збереження живої природи і конвенції, спрямовані на індивідуальну та територіальну охорону, не забезпечують відтворення її цілісності та єдності. У Конвенції про біорізноманіття вперше зазначається про необхідність збереження інших форм

організації живих істот, екосистем та ландшафтів. Проте і вона не має універсального характеру щодо забезпечення охорони усіх колективних форм організації організмів. Ідея відновлення цілісності і єдності живої плівки планети не формується і не ставиться за мету вказаної Конвенції. Усі існуючі природно-заповідні мережі носять острівний локалізований характер. Тому у рамках Всеєвропейської стратегії збереження біологічного та ландшафтного різноманіття було прийнято рішення про створення Всеєвропейської екомережі [16]. Її концепція на теперішньому етапі збереження довкілля є інтегративною, оскільки поєднує в єдине ціле усі концепції і системи природи, призначеною у своїй єдності вирішити головні проблеми відносин суспільства з довкіллям на основі створення єдиної мережі існуючих і потенційних, різного рангу і ступеня захищеності природних і штучних територій.

Створення екомережі є логічним наступним кроком розвитку природоохоронної справи в Україні та одним із факторів її інтеграції до міжнародної системи співробітництва у цій сфері. Для України формування екомережі є надзвичайно актуальним завданням, оскільки під природною рослинністю, яка здебільшого є фрагментованою та порушеною, залишилась приблизно лише третина її території (19 млн. га) [10]. Її створення позитивно вплине на збереження та відновлення рослинного покриву держави. В розбудові екомережі особливе значення має розроблення проектів інтеграції екомереж великих за площею сегментів країни у загальну екомережу. Актуальною і нагальною природоохоронною справою є створення екомережі для лісостепової зони України у зв'язку з географічним положенням та надмірною трансформованістю її екосистем. Лісостепова зона займає близько 34% території України [13]. Її екосистеми, у тому числі болотні та водні, є основою функціонування унікальної і досить специфічної біоти. Згідно з Водним кодексом України (1995 р.) землі водного фонду є природоохоронними територіями з режимом обмеженої господарської діяльності. Особливо такій охороні підлягають малі річки, водоохоронні зони, прибережні захисні смуги, берегові смуги водних шляхів і зони санітарної охорони. Усі вони, поряд з водно-болотними угіддями національного та міжнародного значення, є перспективними територіями для включення до базових елементів екомережі. Основним завданням, що вирішується на рівні аналізу території регіону, є виявлення ділянок, які мають стати центрами збереження біотичної і ландшафтно-різноманітності. Такі виділені центри розглядаються як ключові території всієї екомережі.

Формуванню екомережі у даному мегарегіоні була присвячена низка публікацій, які висвітлюють переважно регіональний рівень її організації. Авторами запропоновані схеми Галицько-Слобожанської екомережі [1, 6], яка повністю охоплює територію Лісостепу. Картосхему екомережі Лісостепу України та критерії виділення ключових територій розробили С.Ю. Попович і В.С. Василенко [10]. Окремі роботи присвячені розробленню схем екомереж певних територій Правобережної частини Лісостепу [2, 3, 5, 8, 9, 7, 14, 17]. Визначені основні структурні елементи екомереж та обґрунтовано їхнє виділення, дана загальна характеристикам їхньої ландшафтно-і біотичної різноманітності [13].

На досліджуваній території сформувалася ценотично багата природна рослинність, яка представлена лісовим, чагарниковим, степовим, лучним, болотним, водним типами її організації. Серед наявних у регіоні типів організації рослинності лісова, степова, болотна та водна відзначаються наявністю групи раритетних асоціацій національного рівня [13].

На території регіону виділено 31 ключова територія національного рівня (КТНР) (загальна площа 339900 га) та 52 ключових території регіонального рівня (КТРР) (загальна площа 317700 га). Їхній рослинний покрив є різноманітним і репрезентативно представленим зональними типами організації рослинності. Для територій характерна варіабельність типів екосистем з високим ступенем збереженості природних комплексів. На переважній більшості ключових територій (КТ) наявні природно-заповідні об'єкти різних категорій та рангів, які часто займають значний відсоток їхніх площ. Загалом на КТ Лісостепу України представлено 238 природно-заповідних об'єктів різних категорій та

рангів загальною площею 109186,8 га, що становить 16,6% від площі усіх виділених КТ [13].

Встановлено, що раритетні угруповання вищої водної рослинності представлені на 14 КТНР і 7 КТРР, болотної рослинності – всього лише на одній КТНР. Фітоценофонд першої налічує 47 раритетних асоціацій, другої – лише три (*Caricetum (davallianae) hypnosum*, *Caricetum davallianae purum* та *Schoenetum (ferruginei) hypnosum*) [3]. Це зумовлено впливом на болотні екосистеми проведених протягом минулого сторіччя широкомасштабних меліоративних робіт у регіоні, а також їхньою новітньою антропогенною трансформацією [11]. Найбільш руйнівний вплив на раритетне фіторізноманіття вищої водної і болотної рослинності регіону мало створення каскаду гідроелектростанцій на Дніпрі і інших річках та іригаційних систем Київської (загальна довжина 37 км), Тясминської (47 км), Ірпінської (32 км), а також багатьох інших менших за довжиною систем.

Раритетний фітоценофонд вищої водної рослинності КТРР є також багатим і налічує 45 асоціацій.

Раритетні асоціації вищої водної та болотної рослинності на території КТНР у регіоні поширені нерівномірно. Водні раритетні угруповання частіше зосереджені у центральній та північній частинах регіону і дещо рідше у південній, болотні – лише у північній. Це пояснюється гідрологічними та ботаніко-географічними особливостями території, а також ступенем антропогенної трансформації її природних комплексів. За характером асоційованості популяцій домінуючих видів в угрупованнях раритетні асоціації належать до двох груп: з рідкісним типом асоційованості і з звичайним типом асоційованості. Фітоценози трьох раритетних асоціацій болотної рослинності і 13 вищої водної характеризуються рідкісним типом асоційованості, решта – звичайним.

У формуванні фітоценозів трьох асоціацій болотної рослинності і 25 (*Aldrovandetum (vesiculosae) ceratophyllosum (demersi)*, *A. lemnosum (trisulcae)*, *Aldrovandetum vesiculosae purum*, *Nymphoidetum (peltatae) elodeosum (canadensis)*, *N. hydrocharitosum (morsus-ranae)*, *N. lemnosum (trisulcae)*, *N. potamogetosum (berchtoldii)*, *N. potamogetosum (natantis)*, *N. salvinietosum (natantis)*, *N. spirodelosum (polyrrhizae)*, *N. ceratophyllosum (demersi)*, *Salvinietum (natantis) ceratophyllosum (demersi)*, *S. lemnetosum (trisulcae)*, *S. lemnosum (gibbae)*, *S. lemnosum (minoris)*, *S. spirodelosum (polyrrhizae)*, *Salvinietum natantis purum*, *Trapetum (natantis) ceratophyllosum (demersi)*, *T. potamogetosum (natantis)*, *T. potamogetosum (pectinati)*, *T. salviniosum (natantis)*, *T. spirodelosum (polyrrhizae)*, *Utricularietum minoris purum*) вищої водної беруть участь види, занесені до Червоної книги України (ЧКУ) [14] – як домінанти, у 8 (*Nupharetum (luteae) traposum (natantis)*, *N. salvinietum (natantis)*, *Nymphaeetum (albae) salvinietosum (natantis)*, *N. trapetum (natantis)*, *Sagittarietum (sagittifoliae) nymphoidosum (peltatae)*, *S. salviniosum (natantis)*, *S. traposum (natantis)*, *Trapetum (natantis) salviniosum (natantis)*) вищої водної – як співдомінанти. Види, занесені до Додатку I Бернської Конвенції (БК) про охорону дикої флори і фауни та природних середовищ існування в Європі беруть участь у формуванні 21 асоціації вищої водної рослинності (у 15 асоціаціях – як домінанти, у шести – як співдомінанти). Вища водна рослинність на території екомережі Правобережного Лісостепу України порівняно з іншими типами організації рослинності регіону відзначається найбільшою кількістю раритетних асоціацій з домінуванням видів, що мають аутофитосозологічну значущість [13].

Ботаніко-географічну значущість мають три раритетних асоціації болотної рослинності і усі 47 – вищої водної, які відрізняються за характером трапляння. Всі раритетні асоціації болотної рослинності знаходяться на східній межі поширення, вищої водної – 36 в межах ареалу, шість – на південній, три – на східній, дві – на північно-західній межі ареалу.

За ступенем наукової та созологічної цінності раритетні асоціації болотної та вищої водної рослинності розподілені до трьох синфітосозологічних категорій Зеленої книги України (ЗКУ) [4]. Угруповання синфітосозологічної категорії 1 – відсутні. До «категорії 2» (угруповання з рідкісним типом асоційованості домінуючих видів, в яких домінант або співдомінант мають созологічну значущість) належать три асоціації болотної рослинності і

12 вищої водної. До «категорії 3» (угруповання із звичайним типом асоційованості домінуючих видів, в яких останні мають созологічну віднесено 32 асоціації вищої водної рослинності. До «категорії 4» (угруповання із звичайним типом асоційованості домінуючих видів, що стали рідкісними внаслідок впливу антропогенних чинників і знаходяться під загрозою зникнення при подальшій дії несприятливих факторів) увійшли три асоціації вищої водної рослинності.

За статусом (залежно від стану та ступеня загрози для рослинного угруповання) вони розподілені на рідкісні (три асоціації болотної і 16 вищої водної), такі, що перебувають під загрозою зникнення (чотири асоціації вищої водної) та типові, які потребують охорони (27 асоціацій вищої водної рослинності).

Збереження, відновлення і стабілізація основних функціональних характеристик раритетних угруповань ключових територій регіону залежить від кількості та площі їхніх локалітетів, екологічних особливостей біотопів, динамічних тенденцій угруповань і ступеня загрози їхнього зникнення [12]. За представленістю угруповань раритетних асоціацій на виділених ключових територіях екомережі Правобережного Лісостепу України 8 раритетних асоціацій вищої водної рослинності (*Nymphaeetum (albae) trapetum (natantis)*, *Nymphaeetum (candidae) ceratophyllosum (submersi)*, *Nymphoidetum (peltatae) hydrocharitosum (morsusranae)*, *N. potamogetosum (natantis)*, *Potamogetonetum (obtusifolii) ceratophyllosum (submersi)*, *P. elodeosum (canadensis)*, *P. ceratophyllosum (submersi)*, *Utricularietum minoris purum*), трапляється лише на одній, 8 (*Aldrovandetum (vesiculosae) ceratophyllosum (demersi)*, *A. lemnosum (trisolcae)*, *Glycerietum (arundinaceae) agrostosum (stoloniferae)*, *Glycerietum arundinaceae purum*, *Nupharetum (luteae) nymphoidosum (peltatae)*, *Sparganietum (minimi) sagittariosum (sagittifoliae)*, *Trapetum (natantis) potamogetosum (natantis)*, *T. potamogetosum (pectinati)*) – на двох, дві (*Nupharetum (luteae) traposum (natantis)*, *Potamogetonetum praelongi purum*) – на трьох, три (*Salvinietum (natantis) ceratophyllosum (demersi)*, *Salvinietum (natantis) spirodelosum (polyrrhizae)*, *Salvinietum natantis purum*) – на чотирьох і більше ключових територіях національного рівня.

Раритетні асоціації вищої водної рослинності КТРП у регіоні трапляються нерівномірно та відзначаються різним ступенем концентрації. За характером асоційованості популяцій домінуючих видів в угрупованні 8 раритетних асоціацій характеризуються рідкісним типом асоційованості, 37 – звичайним.

У формуванні фітоценозів вищої водної рослинності 19 асоціацій беруть участь види, занесені до ЧКУ (як домінанти). Види, занесені до БК про охорону дикої флори і фауни та природних середовищ існування в Європі, беруть участь у формуванні 17 асоціацій.

Ботаніко-географічну значущість мають 12 раритетних асоціацій вищої водної рослинності, які за характером поширення розподіляються таким чином. Більшість із них знаходяться на піденній межі (9 асоціацій), решта – на північно-західній (три). Всі раритетні асоціації вищої водної рослинності КТРП екомережі Правобережного Лісостепу України знаходяться у межах ареалу.

За ступенем наукової та созологічної цінності вони розподілені до трьох синфітосозологічних категорій ЗКУ. До «категорії 2» належить п'ять асоціацій; до «категорії 3» – чотири; до «категорії 4» – дві.

Залежно від стану та ступеня загрози для рослинного угруповання за статусом вони поділяються на рідкісні (7 асоціацій), такі, що перебувають під загрозою зникнення (чотири) та типові, які потребують охорони (15).

За представленістю угруповань раритетних асоціацій на виділених ключових територіях 11 асоціацій (*Aldrovandetum vesiculosae purum*, *Ceratophylletosum (submersi) elodeosum (canadensis)*, *Nupharetum (luteae) salvinietum (natantis)*, *Nymphaeetum (albae) salvinietosum (natantis)*, *N. trapetum (natantis)*, *Nymphoidetum peltatae purum*, *Potamogetonetum (obtusifolii) ceratophyllosum (submersi)*, *P. elodeosum (canadensis)*, *Potamogetonetum obtusifolii purum*, *Potamogetonetum (praelongi) elodeosum (canadensis)*, *Trapetum (natantis) potamogetosum (natantis)*) трапляються лише на одній, сім (*Ceratophylletosum (submersi)*



*lemnosum (trisolcae)*, *Ceratophylletosum submersi purum*, *Glycerietum (arundinaceae) agrostosum (stoloniferae)*, *G. bolboschoenosum (maritimae)*, *Potamogetonetum praelongi purum*, *Sagittarietum (sagittifoliae) nymphoidosum (peltatae)*, *S. salviniosum (natantis)*, *S. traposum (natantis)* – на двох, одна (*Aldrovandetum vesiculosae purum*) – на трьох, три (*Ceratophylletosum (submersi) elodeosum (canadensis)*, *Salvinietum (natantis) ceratophyllosum (demersi)* та *S. lemnosum (minoris)*) – на чотирьох і більше ключових територіях регіонального рівня.

Аналіз раритетного фітоценофону болотної та вищої водної рослинності ключових територій проекрованої екомережі Лісостепу України показав, що їх фітоценози відзначаються рідкісним та звичайним типом асоційованості домінуючих видів, вузькою розповсюдженістю з низьким ступенем концентрації в місцях поширення, слабким чи дуже слабким природним відновленням. Раритетні угруповання вищої водної і болотної рослинності є екологічно надмірно вразливими природними комплексами, більшість з яких швидко змінюються під впливом зовнішніх факторів, зокрема антропогенних. Вже на початкових етапах розвитку їх дестабілізація супроводжується зниженням показників видового багатства. При цьому значно підвищується ризик виникнення структурних деградацій (скорочення кількості видів аж до їх елімінації із складу угруповань та високі коливання їх представленості в ценозах).

Основні такі загрози відносяться до трьох груп – *фізичне знищення, зміна середовищ та забруднення*. Серед першої групи провідними є зниження рівня води у водоймах та осушення болотних біотопів. Внаслідок зниження рівня води на ділянках раритетних угруповань останні трансформуються у похідні фітоценози зі зміненою структурою.

У групі факторів "*зміна середовищ*" переважаючими є фрагментація екотопів та модифікація їх місцезростань. Зміни, що відбуваються, характеризуються випаданням з еколого-ценотичних рядів угруповань, утворених раритетними видами рослин, і розвитком на їхньому місці угруповань широкої екологічної амплітуди. Разом з тим, в таких умовах деякі із раритетних угруповань, зокрема *Trapeta natantis*, *Salvinietum natantis* і, в окремих водоймах, *Nymphoidetum peltatae*, мають тенденцію до локального розширення ареалу. Це зумовлено формуванням тимчасових біотопів антропогенного походження (мілководдя верхів'їв водосховищ Дніпровського каскаду гідроелектростанцій, іригаційні канали Закарпатської низовини, риборозвідні ставки та ін.), які завдяки життєвій стратегії домінантів названих угруповань інтенсивно ними колонізуються. Дані біотопи є динамічними і в результаті проходження алювіальних процесів швидко змінюються та заростають повітряно-водною, а в подальшому – болотною рослинністю широкої екологічної амплітуди. Раритетні угруповання за цих умов швидко деградує. Тому пропозиції стосовно вилучення домінуючих видів цих угруповань з ЧКУ, які базуються на перебільшеному негативному впливі раритетних фітоценозів, зокрема *Trapeta natantis*, на інші гідробіоти не мають достатніх підстав.

У групі факторів "*забруднення*" переважаючими є антропогенне евтрофування, забруднення хімічне та біологічне. Найбільш характерним для Правобережного Лісостепу, як і інших регіонів України, є антропогенне евтрофування. Раритетні угруповання за умов надмірного евтрофування повністю деградує. Хімічне і біологічне забруднення досі ще має локальний характер і приурочене переважно до техногенних територій. Вплив хімічного забруднення на раритетні угруповання болотної і вищої водної рослинності є катастрофічним. Біологічне забруднення для раритетних угруповань названих типів організації рослинності в регіоні є досі незначним, але також складає певну загрозу. Це зумовлено проникненням у природні угруповання вищої водної рослинності видів південних регіонів, зокрема *Pistia stratiotes* L., *Azolla caroliniana* Willd., *A. filiculoides* Lam. та ін. Це пов'язане зі змінами клімату та наявністю значної кількості техногенних підприємств, які підвищують температуру води у зимовий період (АЕС, ГРЕС, ТЕЦ тощо). Саме ці фактори створили ситуацію з масовим поширенням *Pistia stratiotes* у водоймах долини р. Сіверського Дінця, а *Azolla caroliniana* і *A. filiculoides* – Дунаю.

Поява *Pistia stratiotes* у природних водоймах пов'язана, насамперед, із значною концентрацією в регіоні водойм-охолоджувачів з незамкненим водним циклом та інших техногенних об'єктів, які в сукупності стали спусковим механізмом даної фітоінвазії. Така ж ситуація загрожує й іншим регіонам України з високою концентрацією техногенних об'єктів-охолоджувачів.

Проблема, що виникла, за масштабністю може досягти рівня «цвітіння» води у штучних водосховищах. Повна ліквідація негативного впливу інвазії *Pistia stratiotes* у найближчий час є малоуспішною, оскільки механізм поширення її запущений, а його призупинення без великих економічних затрат є малореальним. На даному етапі мінімізація цього впливу може мати лише локальний характер.

Реальною небезпекою для екосистем, на яких має місце масове розселення *Pistia stratiotes*, є сезонне порушення структури водних біотопів, посилення антропогенного евтрофування водойм і зниження якості води, послаблення еколого-ценотичних зв'язків та суттєве обмеження розвитку раритетних і зникаючих видів рослин і тварин.

Визначальним заходом мінімізації впливу загроз, зокрема раритетному біорізноманіттю, є побудова екомережі. Створення та забезпечення функціонування регіональної та національної екомережі сприятиме охороні і збереженню природних та відновленню порушених екосистем і, у першу чергу – збереженню та відновленню раритетної складової фітостроми. Це дасть змогу вийти на новий вищий рівень охорони раритетної компоненти регіональної флори та рослинності, призведе до оптимізації екологічної ситуації в регіоні, а, отже, і до покращення середовища проживання людини.

#### БІБЛІОГРАФІЯ

1. Домашлінець В., Мовчан Я. Галицько-Слобожанська екологічна мережа. Розбудова національної екомережі. Жива Україна. 3–4. 1998. – С. 1–2.
2. Заповідні перлини Хмельниччини. Хмельницький: ПАВФ “Інтрада.” 2006. – 220 с.
3. Заповідні перлини Хмельниччини. Вид. 2-е, виправл. та доповн. Кам'янець-Подільський: Вид-во ПП Мошинський В.С. 2008. – 248 с.
4. Зелена книга України. Київ: Альтерпрес. 2009. – 448 с.
5. Костюшин В., Куземко А., Онищенко В. та ін. Південно-Бузький меридіальний екологічний коридор: стислий огляд біорізноманіття та найцінніші території. Київ: Чорноморська програма Ветландс Інтернешил. 2007. – 92 с.
6. Куземко А.А. Галицько-Слобожанська екомережа як складова національної екомережі України. Географія та екологія: наука і освіта. Київ: Інтерлінк. 2006. – С. 92–94.
7. Куземко А.А., Яворська О.Г., Ворона Є.І., Чорна Г.А., Федорончук М.М. Ключові території національного рівня на території Вінницької області та їх значення для оптимізації мережі природно-заповідного фонду. Заповідна справа в Україні. 16, (1). 2010. – С. 88–93.
8. Мудрак О.В. Інноваційні підходи щодо створення раціональної системи природних парків як об'єктів регіональної екомережі (на прикладі Поділля). Екологічний вісник. 6 (46) 2007. – С. 26–29.
9. Онищенко В., Костюшин В., Ткаченко В. Найцінніші природні ділянки (ядра) Дніпровського екокоридору. Жива Україна. 3–4. 2007. – С. 2–5.
10. Попович С.Ю., Василенко В.С. Екомережа Лісостепу України (картосхема та її легенда). Заповідна справа в Україні. 15 (1). 2009. – С. 1–5.
11. Семенов К.К. История проведения мелиоративных (осушительных) работ на территории Украины. Изменение флоры и растительности болот УССР под влиянием мелиорации. Киев: Наук. думка. 1982. – С. 163–165.
12. Стойко С.М., Мілкіна Л.І., Яценко П.Т., Кагало О.О., Тасенкевич Л.О. Раритетні фітоценози західних регіонів України (Регіональна “Зелена книга”). Львів: Вид-во “Поллі”. 1998. – 190 с.
13. Устименко П.М., Дубина Д.В. Ключові території перспективної екомережі Правобережного Лісостепу України: синфітосозологічний аспект. Чорноморський

- ботанічний журнал. 9, 3. 2013. – С. 416–427.
14. Червона книга України. Рослинний світ. Київ: Глобалконсалтинг. 2009. – 900 с.
  15. Чорна Г. Роль гідроекомережі Правобережного Лісостепу в збереженні біорізноманіття. Жива Україна. 3–4. 2006. – С. 16–17.
  16. Шеляг-Сосонко Ю.Р. Головні риси розбудови екомережі України. Розбудова екомережі України. Київ. 1999. – С. 13–22.
  17. Юглічек Л.С., Виговська Т.В. Екологічна мережа Хмельниччини. Монографія. Хмельницький: Вид-во Хмельницького університету управління та права. 2012. – 96 с.

## ФІТОЗАБРУДНЕННЯ ДНІПРОВСЬКОГО ЕКОЛОГІЧНОГО КОРИДОРУ

*Зав'ялова Л.В., Корнієнко О.М.*

Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України, м. Київ  
chn.flora@mail.ru, o.korniyenko@gmail.com

За два останні століття регіональні флори багатьох країн зазнали суттєвих змін, у першу чергу за рахунок чужорідних, неаборигенних видів рослин, більшість з яких натуралізувались на території вторинного ареалу і активно вкорінюються у напівприродні та природні фітоценози [3]. Найбільш небезпечною для природного фіторізноманіття є група агресивних неаборигенних видів – інвазійних рослин [1-3, 7, 11, 13, 15]. В Україні проблема фітоінвазій є надзвичайно гострою [1, 7, 8, 11, 13-15], що пов'язано з їх активним неконтрольованим розповсюдженням, у тому числі спричиненим процесами синантропізації та адвентивізації флори [1, 5, 10-16]. Інтенсивність зазначених процесів у різних регіонах України неоднакова, так само як і негативний вплив видів інвазійних рослин на природне біорізноманіття [1, 5, 10-16]. Однією із загроз останньому, що має глобальне значення, визнана адвентивізація рослинного покриву, яка на сьогодні недостатньо досліджена як на регіональному, так і національному рівнях [1, 15-17]. Розбудова екомережі є одним із першочергових завдань збереження природного біорізноманіття [18]. Дніпровський меридіональний коридор є одним із основних елементів не лише національної, але і загальноєвропейської екомережі [6, 18]. Вивченню природних флори та рослинності території української частини Дніпровського екологічного коридору присвячена значна кількість публікацій [4, 6, 17], однак відомості щодо групи адвентивних рослин, що викликає фітозабруднення рослинного покриву (видовий склад, поширення на території, вплив на довкілля тощо) наразі досить фрагментарні. Нещодавно розпочаті дослідження синантропізації та адвентивізації рослинного покриву, що проводяться на прикладі частини цього елементу національної екомережі – Середнього Придніпров'я [5, 12, 16] та окремих адвентивних представників – інвазійних видів родів *Solidago* L. та *Symphyotrichum* Nees [8]. Отже, одним із пріоритетних завдань запобігання фітоінвазій та адвентивізації рослинного покриву української частини Дніпровського екокоридору є проведення комплексного дослідження неаборигенних видів рослин і закладання основ їх подальшого моніторингу, що і розпочато нами під час польового сезону 2013 р.

Дніпро є найдовшою річкою в Україні і третьою за довжиною та площею басейну – в Європі. В межах України знаходяться частково середня і нижня течії, а його довжина становить 981 км. Дніпровський екологічний коридор починається від північних кордонів України (по Дніпру також проходить кордон України з Білоруссю довжиною понад 100 км) та закінчується на узбережжі Чорного моря, на своїй протяжності перетинає три природних зони – лісову, лісостепову та степову. Дніпровський екокоридор є одним з найбільших елементів екомережі та перетинається з усіма широтними коридорами національного значення [6, 18]. Тракткування та об'єм території, включеної до Дніпровського екологічного коридору, прийняті нами згідно «Концепції Дніпровського екологічного коридору», запропонованої у 2008 р. В.А. Онищенком зі співавторами [6].

Згідно останнього фізико-географічного районування [9], уся територія Дніпровського довготного екокоридору знаходиться на Східно-Європейській рівнині та частково охоплює такі області: Київського Полісся та Чернігівського Полісся (у зоні мішаних лісів); Київську височину, Південно-Придніпровську височину, Північно-Придніпровську терасову низовину, Південно-Придніпровську терасову низовину (у лісостеповій зоні); Південно-Придніпровську схилу-височину, Орільсько-Самарську низовину, Кінсько-Ялинську низовину, Бузько-Дніпровську низовину, Дніпровсько-Молочанську низовину, Нижньобузько-Дніпровську низовину та Нижньодніпровську терасово-дельтову низовину (у степовій зоні). Територія Дніпровського екокоридору відзначається великою кількістю різних типів природних та напівприродних екосистем – лісових, лучних, водно-болотних, степових та ін. У межах території екокоридору також знаходиться близько 380 об'єктів ПЗФ, серед яких Чорноморський біосферний, Канівський природний, Дніпровсько-Орільський заповідники, НПП «Великий Луг», низка ландшафтних парків та інших заповідних територій різних категорій [6], що, безперечно, сприяє збереженню та відновленню природного фітотріноманіття. Однак, у межах Дніпровського екокоридору знаходиться також цілий ряд населених пунктів, зокрема великі міста, такі як Київ, Дніпропетровськ, Запоріжжя, Черкаси, Херсон. Саме міста є первинними осередками занесення та розповсюдження видів адвентивних рослин [11], які і є основним джерелом фітозабруднення природної флори. Таким чином, досліджувана територія досить різноманітна як за природними умовами, так і за ступенем антропогенної трансформації, що ускладнює вивчення синантропізації та адвентизації рослинного покриву.

Для встановлення фітозабруднення української частини Дніпровського екокоридору використано матеріали польових досліджень проведених на території поліської та лісостепової його частин (понад 60 описів, близько 150 гербарних зразків) у 2013 р. Дослідження проводились традиційним маршрутним-експедиційним методом. Були охоплені усі головні ландшафтні виділи у межах екокоридору, у тому числі напівприродні та антропогенні з різним ступенем та характером антропогенного навантаження. За результатами проведених досліджень нами попередньо встановлено зростання понад 150 видів адвентивних рослин із 120 родів та 48 родин, серед яких понад третину становлять археофіти, решту – кенофіти. У таксономічному відношенні найкраще представлені родини *Asteraceae*, *Chenopodiaceae*, *Fabaceae*, *Brassicaceae*, *Lamiaceae*, *Rosaceae*, *Amaranthaceae*. Решта родин представлені незначною кількістю видів (від одного до трьох). Деяко більше половини археофітів мають середземноморське та ірано-туранське походження. Майже половина кенофітів походить з різних частин американського континенту, у т.ч. третина від загальної кількості – з Північної Америки. За ступенем натуралізації дві третини видового складу – епекофіти, решту становлять колонофіти, ефемерофіти та агріофіти. Ціла низка виявлених нами видів неаборигенних рослин є інвазійними, а деякі, – навіть високоінвазійними, що свідчить про трансформацію рослинного покриву досліджуваної території. Мова йде про такі види як *Acer negundo* L., *Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier, *Asclepias syriaca* L., *Ambrosia artemisiifolia* L., *Bidens frondosa* L., *Iva xanthiifolia* Nutt., *Echinocystis lobata* (Michx.) Torr. & A. Gray, *Elaeagnus angustifolia* L., *Amorpha fruticosa* L., *Reynoutria japonica* Houtt., *Parthenocissus quinquefolia* (L.) Planch., види родів *Helianthus*, *Rudbeckia*, *Solidago*, *Symphyotrichum*, *Xanthium*, *Impatiens*. Виявлено, що усі наведені види зайняли певні еконіші у напівприродних та природних ценозах території дослідження, а також мають низку подібних та відмінних рис. До спільних рис належать подолання репродуктивного бар'єру, швидке розповсюдження, здатність до утворення щільних одновидових зарослей, утворення стійких, конкурентоспроможних, здатних до самовідновлення, ценопопуляцій, подібні амплітуди екологічних факторів тощо. До відмінних – спосіб занесення, первинний ареал, способи розповсюдження тощо. Основними видами антропогенної трансформації поліської та лісостепової території Дніпровського екокоридору є урбанізація, розвиток транспортних мереж та сільськогосподарська діяльність, які, до певної міри, сприяють розповсюдженню неаборигенних видів рослин,

перш за все, інвазійних, як у межах довготного коридору, так і у межах усього басейну. Характер антропогенної трансформації суттєво впливає на склад і структуру антропогенних та напівприродних екотопів та відповідних флорокомплексів, що в них формуються. Одним із найбільш гетерогенних флорокомплексів досліджуваної території є рудеральний, до його складу входять усі виявлені інвазійні види. Також фітоінвазії за участю вищенаведених та інших видів неаборигенних рослин виявлені у прибережноводних і лучних флорокомплексах та флорокомплексах заплавних лісів. Встановлено, що найпоширенішими на території північної частини Дніпровського екокоридору (Чернігівське Полісся) серед виявлених інвазійних видів є *Acer negundo*, *Amorpha fruticosa*, *Iva xanthiifolia*, *Solidago canadensis*, *Parthenocissus quinquefolia*, *Xanthium albinum* (Widder) H. Scholz, *Echinocystis lobata*, *Symphyotrichum novi-belgii*. Два перших і два останніх серед зазначених видів, трапляються у складі природних угруповань, що свідчить про подолання ними ценотичного бар'єру. Більш інтенсивним фітозабрудненням за результатами проведених досліджень характеризується лісостепова та поліська (Київське Полісся) частини Дніпровського екокоридору, де видовий склад неаборигенних представників суттєво збагачується за рахунок цілої низки вселенців (*Ipomoea purpurea* (L.) Roth, *Oxybaphus nuytagineus* (Michx.) Sweet, *Urtica cannabina* L. та ін.). Деякі з них вже подолали і репродуктивний, і ценотичний бар'єри (*Ambrosia artemisiifolia*, *Phalacrolooma annuum* (L.) Dumort., *Impatiens parviflora* DC., *Oenothera biennis* L., *Bidens frondosa* L. та ін.) на території дослідження, а деякі – лише репродуктивний (*Solidago gigantea* Aiton, *Asclepias syriaca*, *Helianthus subcanescens* (A.Gray) E.E.Watson та ін.).

Наразі, проблеми, викликані розповсюдженням видів неаборигенних рослин заслуговують першочергової уваги, а їх вирішення потребує комплексного вивчення їх біологічних, фітогеографічних, адаптаційних та інших особливостей на території вторинного ареалу, у т.ч. об'єктів екомережі.

Дослідження проведені за конкурсною тематикою НАН України (НДР молодих учених), тема: № П-25-13.429 «Інвазійні види родів *Solidago* L та *Symphyotrichum* Nees. на українській території Дніпровського екокоридору».

#### БІБЛІОГРАФІЯ

1. Бурда Р.І., Ігнатюк О.А. Методика дослідження адаптивної стратегії чужорідних видів рослин в урбанізованому середовищі – К.: НЦЕБМ НАН України, ЗАТ „Віпол“, 2011. – 112 с.
2. Виноградова Ю.К. Очередные задачи инвазионной биологии // Материалы IV-ой междунар. науч. конф. “Проблемы изучения адвентивной и синантропной флор России и стран ближнего зарубежья” (Ижевск, 4-7 декабря 2012 г.). – М.-Ижевск: Институт компьютерных исследований, 2012. – 56-59.
3. Виноградова Ю.К., Куклина А.Г. Ресурсный потенциал инвазионных видов растений. Возможности использования чужеродных видов. – М., 2012. – 186 с.
4. Гальченко Н.П. Регіональний ландшафтний парк «Кременчуцькі плавні». Природно-заповідні території України. Рослинний світ. Вип. 5. – К., 2006. – 176 с.
5. Джуран В.М., Крецул Н.І., Протопопова В.В., Федорончук М.М., Шевера М.В. Фітозабруднення рослинного покриву Середнього Придніпров'я. Анотований конспект синантропної флори. – К., Переяслав-Хмельницький, 2007. – 48 с.
6. Дніпровський екологічний коридор. – К.: Wetlands International Black Sea Programme, 2008. – 340 с.
7. Зав'ялова Л.В. Фітоінвазії на території об'єктів природно-заповідного фонду України: завдання дослідження // II Всеукраїнська наукова конференція «Синантропізація рослинного покриву України». – К., Переяслав-Хмельницький, 2012. – С. 39-40.
8. Зав'ялова Л.В., Корниенко О.М. Инвазионные виды родов *Solidago* L. и *Symphyotrichum* Nees на украинской территории Днепровского экологического коридора // Сборник

- статей II международной научно-практической конференции. Минск, 12-14 ноября 2013 г. – Минск: Изд. центр БГУ, 2013. – С. 27-29.
9. Маринич О.М., Пархоменко Г.О., Петренко О.М., Шищенко П.Г. Удосконалена схема фізико-географічного районування України // Укр. географ. журн. – 2003. – № 1. – С. 16–24.
  10. Протопопова В.В. Натуралізація адвентивних рослин України // Укр. ботан. журн. – 1988. – 45, №. 4. – С. 10–15.
  11. Протопопова В.В. Синантропная флора Украины и пути её развития – Киев: Наук. думка, 1991. – 204 с.
  12. Протопопова В.В., Федорончук М.М., Шевера М.В. Участь видів інвазійних рослин у різних типах біотопів Середнього Придніпров'я // II Всеукраїнська наукова конференція "Синантропізація рослинного покриву України". К., Переяслав-Хмельницький, 2012. – С. 75-76.
  13. Протопопова В.В., Шевера М.В., Мосякін С.Л. Вплив неаборигенних видів рослин на біоту України. – Оцінка і напрямки зменшення загроз біорізноманіття. (Відп. ред. О. Дудкін). – К.: Хімджест, 2003. – С. 129-155, 358, 364-374.
  14. Протопопова В.В., Шевера М.В. Фітоінвазії. I. Аналіз основних термінів // Промышленная ботаника. Сб. научн. тр. – 2005. – Вып. 5. – С. 55-60.
  15. Протопопова В.В., Шевера М.В., Мосякін С.Л. Фітоінвазії в Україні як загроза біорізноманіттю: сучасний стан і завдання на майбутнє. – К.: Інститут ботаніки НАНУ, 2002. – 32 с.
  16. Протопопова В.В., Шевера М.В., Федорончук Н.М. Синантропізація флори Среднего Приднепровья (Днепровский экокорridor) // Фіторізноманіття прикордонних територій України, Росії та Білорусії у постчорнобильський період. Зб. Статей за мат. наук. конф. (17-18 грудня 2010 р., Чернігів, Україна). – Чернігів. нац. пед. ун-т, 2010. – С. 207-214.
  17. Фіторізноманіття заповідників і національних природних парків України. Ч. 2. Національні природні парки. – К., 2012. – 580 с.
  18. Шеляг-Сосонко Ю.Р. Концепция, методы и критерии создания экосети Украины / Ю.Р. Шеляг-Сосонко, М.Д. Гродзинский, В.Д. Романенко. – Киев: Фитосоциоцентр, 2004. – 144 с.

## ПІВНИКИ БОЛОТНІ (*IRIS PSEUDACORUS* L.) У ФЛОРИ УКРАЇНИ: ХОРОЛОГІЯ

*Жигалова С.Л.*

Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України, м. Київ  
snizil@rambler.ru

Рід *Iris* L. – найбільший за кількістю видів у родині *Iridaceae*, належить до підродини *Iridoideae*. Рід нараховує близько 280 видів, поширених у північній півкулі, головним чином, на Середньому Сході до Китаю та Японії, а також характеризується значною видовою різноманітністю у Європі та Північній Америці [11]. Види ірисів мають широкий діапазон місцезростань – від прибережних до пустельних, підіймаючись й до високогір'я. *Iris pseudacorus* L. є ландшафтною рослиною, що утворює крупні яскраво-зелені куртини й смуги вздовж річок, струмків і біля джерел [1].

*Iris pseudacorus* – рослина 60-160 см заввишки. Кореневище косе, з бурими рештками листків, до 2 см завтовшки. Стебло кругле, трохи сплюснене, зсередини щільне, до 60-150 см заввишки, у верхній частині гіллясте, гілки прямостоячі, закінчуються квітками, нижні довші, інші поступово вкорочені, вкриті листком. Листки широкомечоподібні, широколінійні, лінійно-ланцетоподібні, з добре помітною середньою жилкою, до 2 см завширшки, загострені, зверху зелені, знизу бувають фіолетово-рожевого відтінку. Прикореневі листки 1-2 см завширшки, такої ж довжини, як і стебло. Верхні листки короткі. Стулки покривала (дві) трав'янисті, з перетинчастими краями, зелені, видовжені, трохи

загострені. Квітки зібрані пучками по 3-8 на розгалужених стеблах. Зав'язь циліндрична, на ніжці, однакової з нею довжини, або трохи довшій. Трубка оцвітини в два рази коротша за зав'язь, в декілька разів коротша за відгин оцвітини. Пластинки зовнішніх часток оцвітини обернено-яйцеподібні, відігнуті донизу, яйцеподібні, яскраво-жовті, світло-жовті, по середині з оранжевою плямою та пурпуровими жилками, голі, при основі звужені в короткий нігтик, що майже дорівнює половині пластинки, до 5,5 см завдовжки, 2-3,5 см завширшки. Внутрішні частки оцвітини обернено-ланцетні, прямостоячі, лінійні, жовті, коротші (іноді втрое) за частки стовпчика. Частки стовпчика з двома гострими, угорі зубчастими лопатями, видовжені, 3,5 см завдовжки. Пиляки 1-1,2 см довжини. Коробочка еліптична, видовжено-овальна, тупо-тригранна, з коротким вістрям, до 8,5 см завдовжки. Насінини крупні, до 5 мм в діаметрі [4, 6, 10].

В екологічному відношенні *I. pseudacorus* є гідрофітом. Трапляється по мілководдям річок, озер, боліт. Кореневище зазвичай занурене у воду, листки й квітконоси залишаються над водою. Цвіте на початку літа, плодоносить наприкінці літа – на початку осені.

*Iris pseudacorus* є євразійським прибережно-водним видом. Його загальний ареал охоплює територію від середини тайгової до субтропічної зони у Східній, Атлантичній та Середній Європі, на Кавказі, в Західному Сибіру, у Середземномор'ї та у Малій Азії [1, 5, 9]. В літературі проаналізоване поширення *I. pseudacorus* для європейської частини Росії [1, 2, 3, 8]. Аналіз літератури показав, що чисельність локалітетів в межах всього ареалу скорочується. Лімітуючими факторами для даного виду є осушення боліт та водойм, сінокосіння, випасання худоби, викопування кореневищ для пересадки та збір квітів на букети [5, 9]. *Iris pseudacorus* охороняється в Україні на регіональному рівні у списку видів рослин, які є рідкісними або такими, що перебувають під загрозою зникнення на території Запорізької області [7]. Також на регіональному рівні (як рідкісний або умовно рідкісний зі сталою чисельністю) вид охороняється у Росії [1, 9]. Згідно з критеріями Червоного списку МСОП має категорію „неоцінений” (NE). Даний вид охороняється *in situ* в ряді заказників, природних парків, а також у міжнародних водно-болотних угіддях „Дельта Кубані” [5]. Також охороняється *ex situ* у колекціях Національного ботанічного саду ім. Н.Н. Гришко НАН України, Донецького ботанічного саду НАН України, Ботанічного саду ім. О.В. Фоміна, Криворізького ботанічного саду НАН України, Кременецького ботанічного саду.

Метою даної роботи було скласти карту розповсюдження даного виду по території України на основі опрацювання гербарних матеріалів (Національного гербарію України (КШ)) та з використанням власних досліджень у природі і даних літератури. Карту складено крапковим методом (Рис. 1).

З рисунка видно, що місцезростання *I. pseudacorus* приурочені до берегів річок, боліт, водойм. Вид поширений повсюдно в Україні, крім полинових степів та Криму. Наші дослідження в природі (у нижній течії Південного Бугу) показали, що популяції півника болотяного нечисельні і розміщені дифузно. В подальшому ми плануємо продовжити дослідження поширення *I. pseudacorus* в Україні з метою моніторингу популяцій та надання рекомендацій по його збереженню.

#### БІБЛІОГРАФІЯ

1. Алексеева Н.Б. Род *Iris* L. (*Iridaceae*) в России // *Turczaninowia*, 2008. – 11 (2). – С. 5-68.
2. Баранова О.Г. Картосхемы распространения редких растений в Вятско-Камском междуречье. – Ижевск, 2000. – 180 с.
3. Босек П.З. Растения Брянской области. Справочное пособие. – Брянськ, 1975. – С. 139.
4. Гроссгейм А.А. *Iris* L. // Флора Кавказа. – Баку, 1940 – Т. 2. – С. 206-255.
5. Красная книга Приазовского региона. Сосудистые растения / Под ред. докт. биол. наук, проф. В.М. Остапко, канд. биол. наук, доц. В.П. Коломийчука. – Киев: Альтерпрес, 2012. – С.73-74.
6. Михеев А.Д. *Iris* L. // Конспект флоры Кавказа. – СПб., 2006. – Т. 2. – С. 104-112.

7. Офіційні переліки регіонально рідкісних рослин адміністративних територій України (довідкове видання) / Укладачі: докт.біол.наук, проф. Т.Л. Андрієнко, канд.біол.наук М.М. Перегрим. – Київ: Альтерпрес, 2012. – 148 с.
8. Постовалова Г.Г. Ареал *Iris pseudacorus* L. // Ареалы лекарственных и родственных им растений СССР. – Л., 1990. – С. 111.
9. Розенберг Г.С. (ред.) Красная книга Самарской области. Редкие виды растений, лишайников и грибов. – Тольятти: ИЭВБ РАН, 2007. – Т.1. – С. 372.
10. Фомін О.В., Борділовський Є.І. Рід Півники – *Iris* (Tourn.) L. // Флора УРСР. – К: Вид-во Акад. наук Укр. РСР, 1950. – Т. 3. – С. 283-303.
11. Goldblatt P., Manning J. The Iris family. Natural History & Classification. – Timber press, 2008. – 290 p.

## РАЦИОНАЛЬНОЕ ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЕ И ЗЕМЛЕУСТРОЙСТВО В УСЛОВИЯХ СОВРЕМЕННОГО ОБЩЕСТВА

*Исаченко А. П.*

ФГБОУ ВПО "Государственный университет по землеустройству",  
Российская Федерация, г. Москва  
isachenk0@bk.ru

Понятие «природопользование» вошло в научный оборот около пятидесяти лет назад, в связи необходимостью переосмысления отрицательных последствий взаимоотношения общества и природы, с усилением интереса к природоохранительным проблемам.

Содержание природопользования включает три его формы: экономическую (ведущую), экологическую и культурно-оздоровительную, что определило рассмотрение использования природной среды, как ориентированную на удовлетворение потребностей общества.

В другом аспекте - это наука о рациональном (для соответствующего исторического момента) использовании природных ресурсов обществом. В зависимости от характера управления принято говорить о рациональном и нерациональном, плановом и стихийном, пассивном и активном природопользовании.

Предполагая, что в современных условиях природопользование должно бы быть близким к «рациональному», оценим фактическое положение применительно к тенденциям в использовании земельных ресурсов в Российской Федерации и в Украине; а также роль и упускаемые возможности государственного землеустройства в происходящих процессах.

Изначально продекларировано, что рациональное природопользование - это система взаимодействия общества и природы, построенная на основе научных законов и в наибольшей степени отвечающая задачам, как развития производства, так и сохранения биосферы. В идеале при рациональном природопользовании осуществляется максимально полное удовлетворение потребностей в материальных благах при сохранении экологического баланса и возможностей восстановления природно-ресурсного потенциала.

Поиск оптимума хозяйственной деятельности для конкретной территории или объекта является важной прикладной задачей науки природопользования и для землеустройства.

Достижение такого оптимума получило название «устойчивое развитие».

При нерациональном же природопользовании и несоблюдении системы государственных мероприятий по обеспечению наиболее полного, рационального и эффективного использования и охраны земель постепенно происходит экологическая деградация территории и необратимое истощение природно-ресурсного потенциала.

Подобных конкретных примеров мыс Вами можем представить уже предостаточно.

Здесь же пока лишь отметим: тема настолько актуальна и неоднозначна, что на базе Института агроэкологии и природопользования НААН Украины открывается специализированный совет по защите диссертаций, а в научных кругах исследуются три основные парадигмы «экономики природопользования»:



Первая парадигма основана на принципе «минимизации воздействия». Права на использование ресурсов должны находиться у локальных групп населения, проживающих в небольших поселениях и заинтересованных в том, чтобы жить в гармонии с природой.

Вторая парадигма базируется на идее оптимального использования объема природных ресурсов, позволяющего каждому члену растущего общества неуклонно повышать уровень своего благосостояния (небольшой, но одинаковый прирост ежегодного потребления).

Третья парадигма базируется на принципе максимизации использования природных ресурсов для максимально возможного увеличения благосостояния населения. Согласно ей, все члены общества стремятся к максимизации использования природных ресурсов.

По нашему же мнению, ни одна из этих парадигм в современных условиях «в чистом виде» не присутствуют в практической деятельности ни в России, ни в Украине.

К сожалению, у населения природопользование всё больше ассоциируется с «природоиспользованием», с бездумным и хищническим потреблением природных ресурсов.

Хотя и считается, что «специальное» природопользование осуществляется физическими и юридическими лицами на основании разрешения уполномоченных государственных органов. Оно должно носить целевой характер, а по видам используемых объектов, подразделяется на землепользование, пользование недрами, лесопользование, водопользование, пользование животным миром (дикими животными, птицами, рыбными запасами и воздухом). Что же имеем на практике, применительно к землепользованию?

К очередным «земельным реформам» в Российской Федерации, да и в Украине приступили более 20 лет назад, не озаботившись о соответствующем государственном финансировании существовавшей тогда полноценной землеустроительной системы, ранее намеченных мероприятий землеустройства, процедур перераспределения земель и цивилизованной передачи земельных участков в аренду и (или) в собственность. Парадоксально, но недалёковидная "экономия" на государственном финансировании землеустроительных работ стала одной из причин того, что теперь возможности землеустройства существенно снижены, теряются рычаги профессионального управления государством развитием территорий, процессами налогообложения и организации использования ничем незаменимых с.-х. угодий. Ухудшаются экологические, экономические и социальные показатели в с.-х. предприятиях. Почти не финансируется прогнозирование и планирование использования природных ресурсов; большинство с.-х. угодий не имеют рачительных хозяев, а права владения либо аренды участков земель весьма сомнительны.

Поскольку в 2006-2011 годы и при дальнейшей государственной кадастровой оценке земель сельскохозяйственного назначения в Российской Федерации использовались устаревшие более чем за два десятилетия землеустроительные сведения по качественной оценке сельскохозяйственных угодий (1976-1989), то её итоговые материалы и выводы можно считать достоверными лишь весьма условно. Современный учет характеризуется рассредоточенностью и фрагментарностью информации, (в особенности по сельскохозяйственным угодьям с повышенной инвестиционной привлекательностью); отсутствием коммерческой оценки многих необходимых достоверных сведений к налогообложению в базе государственной информационной системы «Росреестра» [1, 2].

Следовательно, утрачен достоверный мониторинг земель, нет своевременного и точного обнаружения опасных ситуаций, что раньше достигалось непрерывным сбором информации о состоянии с использованием земельных ресурсов и позволяло прогнозировать и планировать их развитие. Землеустройство низведено лишь к межеванию земель.

«Сэкономили». Хотели как лучше, а получается как всегда...

Законодательное разграничение сфер владения, пользования и распоряжения землей внутри землепользования прежнего совхоза либо колхоза, было обусловлено появлением за почти 20 лет множества землевладельцев и землепользователей (юридических и физических лиц). Особенностью было то, что вся территория прежней сельскохозяйственной организации становилась не столько объектом внутрихозяйственного землеустройства,

сколько объектом межхозяйственной реорганизации. Причем реорганизации, происходящей почти стихийно и практически уже не регулируемой со стороны государства.

Отсутствие должных документов у новых собственников, имеющих земельные паи; владельцев личных подсобных и крестьянских хозяйств; распорядителей земли в черте населенных пунктов в лице местной администрации; пользователей огородами, кормовыми угодьями, арендаторов), др. привело к путанице и неразберихе в земельных отношениях.

Такое положение (при отсутствии должных полномочий и возможностей у нынешних землеустроительных служб) отрицательно образом сказывается на организации территории, определении сфер влияния различных собственников в области своих прав на землю; установлении границ земель, находящихся в ведении сельских поселений, формировании фондов перераспределения земель и земельных массивов невостребованных долей, выделении земельных паев в натуре, оформлении прав на земельные участки и т.д.

В результате в двух наших соседних государствах фактически повсеместно попираются принципы рационального использования природных ресурсов, утрачено большинство возможностей государственного землеустройства и планирования, учета и надзора.

В России процветают «самозахваты» земельных участков, имеющих повышенную инвестиционную привлекательность, а в Украине всё чаще задумываются о проявлениях хищнического использования высокопродуктивной пашни и «теновом» переделе земель.

09 октября 2012 года на президиуме Госсовета с участием Президента В.В. Путина рассмотрены состояние и проблемы повышения эффективности управления земельными ресурсами Российской Федерации в интересах граждан и юридических лиц. Признано, что нынешнее состояние использования земельных ресурсов – не эффективно [1].

Намечая должные меры по исправлению допущенных просчетов следует не забывать, что с позиции системного подхода ни один природный ресурс не может использоваться, или охраняться независимо друг от друга; недопустимо самоуправное изменение целевого назначения земельных участков, их «разбазаривание» и хищническое использование.

Природные ресурсы и сельскохозяйственные угодья - это совокупность естественных тел и явлений природы, которые использует человечество в своей деятельности, направленных на поддержание своего существования. Хотя бы поэтому, (в целях самосохранения человечества и руководствуясь здравым смыслом), пора бы уже компетентным государственным организациям переходить к практическому действенному управлению процессами перераспределения земельных ресурсов: от созерцания и поверхностного безучастного изучения происходящего - к исправлению допущенных серьезных ошибок и перекосов, опираясь на юридические и экономические законы, положительный опыт дальнего зарубежья и здравый смысл, присущий славянам.

Во-первых, для наведения порядка и предотвращения перекосов, все землеустроительные действия, а также работы, связанные с кадастровым учетом земель, их оценкой и перераспределением должны осуществляться в границах не менее довольно значительной территории бывшего колхоза или совхоза. (Поскольку, многие проблемы получают решения по результатам разработки нового комплексного проекта землеустройства с элементами бизнес - планирования для сельскохозяйственных организаций в увязке со всеми другими предприятиями конкретного района. Но, это предполагает и требует первоначальных серьезных финансовых затрат, что многим отдельным гражданам «непосильно»).

Во-вторых, полагаем, чтобы выйти из «замкнутого в течение 20 лет круга», необходимо регулирование земельных отношений и переустройство территории в условиях современного общества по-прежнему ориентировать преимущественно на государственные интересы, здравый смысл и возможности развития совокупности реалистичных фермерских и личных хозяйств, а не на прихоти инвестора, застройщика либо крупного латифундиста [1, 2].

В-третьих, определение эффективных направлений перспективного использования земли в процессе государственного землеустройства должно базироваться на учете природно-хозяйственного и ресурсного потенциала и экологического состояния территорий.

В-четвертых, государственные структуры власти должны проавансировать работы по определению характеристик, целевого назначения, ценности и «судьбы» множества годами неиспользуемых земельных участков.

(Одновременно отмечаем, что предлагаемые в популистские изменения в земельное законодательство России, фискальные меры изъятия неиспользуемых земельных участков в пользу местных властей не решат проблемы их эффективного использования, а приведут к возможности коррупционных действий с их стороны; «автоматически» не последует реанимация эффективных производителей сельскохозяйственной продукции).

В-пятых, землеустроительные мероприятия должны бы впредь рассматриваться как ведущая составная часть общей природноохраняемой программы, обеспечивающей наиболее эффективный режим воспроизводства и рачительной эксплуатации природных ресурсов с учетом перспективных интересов хозяйства и сохранения здоровья населения.

В-шестых, сурово пресечь продолжающуюся «прихватизацию» земельных участков.

Положительный опыт проведения комплексного землеустройства сотрудниками нашего ФГБОУ ВПО «Государственного университета по землеустройству» в Московской области свидетельствует, что для обоснованной организации использования земель в административных районах в первую очередь требуется:

- определение правообладателей земельных участков, используемых на различном праве и их площадей;
- уточнение раз мера земельной доли (пая) общей долевой собственности;

- определение (уточнение) границ земель фонда перераспределения, земель, являющихся собственностью сельскохозяйственной организации и земель, находящихся в общей долевой собственности;

- определение на землях, находящихся в общей долевой собственности, границ земель, переданных собственникам и земельным долям на различном праве сельскохозяйственным организациям или другим юридическим лицам и гражданам, а также границ земельных участков невостребованных земельных долей, (паев);

- составление схем раздела массивов сельскохозяйственных угодий общей долевой собственности по видам реализуемых прав граждан по распоряжению земельными долями);

- составление проектов межевания и авансирование их перенесения в натуру. (Что существенно удешевит процедуры межевания и повысит его востребованность заказчиками).

Дополнительно весьма желательно определиться с:

- закреплением определенных массивов сельскохозяйственных угодий за конкретными собственниками земельных долей (паев);

- установлением последовательности предоставления в сет земельных долей запроектированных земельных участков в массивах сельскохозяйственных угодий;

- передачей в собственность юридических лиц и граждан угодий, выбывших из сельскохозяйственного использования;

- передачей в собственность земельных участков под объектами недвижимости, полученными в счет имущественных долей (паев).

Опыт развитых зарубежных стран показывает, что чудесным образом ситуация не улучшится, а необходима плановая, государственная консультационная и финансовая поддержка с.-х. товаропроизводителей, соблюдение стимулов рационального и эффективного использования их земель, поскольку построение устойчивой системы землепользования и землевладения, их функционирование невозможны без научно обоснованных целевых программ развития с.-х. территорий и бережного отношения к природе, земельным ресурсам. [2].

В условиях перехода к многообразным формам земельной собственности, развития многоукладного хозяйства, а также взаимоотношений сельских товаропроизводителей с

государством землеустроительная деятельность, как составная часть охраны окружающей природной среды, должна представлять собой комплекс мер (технологические, биотехнические, экономические, административные, правовые, международные, просветительные), направленных на рациональное использование земельных ресурсов в регионе, их сохранение, предупреждение истощения, восстановление природных взаимосвязей, равновесия между деятельностью человека и окружающей природной среды.

В связи с этим землеустройство как внутри сельскохозяйственной организации, так и на территории муниципального района в условиях «рационального природопользования» приобретает относительно новый характер и содержание, но и сложности финансирования.

Уверен: пора исправлять критические ситуации и намечать реалистичные пути решения всё более остро проявляющихся проблем от продолжающейся «прихватизации» земельных участков в условиях современного общества. Что практически возможно лишь на основе землеустройства и землеустроительной службы, финансируемых государством, (хотя бы на некий «реабилитационно – восстановительный» период затянувшихся земельных реформ).

В частности, для пресечения начавшихся в декабре 2013 года сомнительных «экспериментальных» аукционов по предоставлению фактически «за бесценок» прав на высокоценные земли в Новгород-Северском районе Черниговской области, где я родился.

Необходимо, чтобы эта и подобные явно мошеннические схемы, изначально пресекались «Держземагентством», прокуратурой и аналоговой службой, а подготовка экспериментов и результаты их утверждались бы только на основе профессиональной экспертизы землеустроительной и конкурсной (аукционной) документации, правил и процедур.

При отсутствии же эффективного профессионального надзора, инструкции и правил дилетанты и коммерсанты от ЧП «Десна-Эксперт» и им подобные очень быстро распродадут ещё оставшиеся невозполнимые природные ресурсы, с неубедительными ссылками на земельное законодательство Украины. Внебюджетные фонды и бюджет Украины – получают «крохи...»; ни о каком-либо серьезном развитии производства, целесообразном строительстве, либо сохранения биосферы и природы речь при таких «аукционах» не идет.

Чтобы подобное не «тиражировалось», то государственным структурам от реанимируемой службы землеустройства должна повседневно поступать достоверная информация о мероприятиях территориального, оценочного, землеустроительного и правового характера, проводимых в плановом порядке по муниципальным образованиям по состоянию дел: инвентаризация земель муниципального района; оценка качества земли, зонирование сельскохозяйственных угодий по пригодности использования в сельском хозяйстве, установление их кадастровой и коммерческой стоимости; определение типов, параметров разрешенного использования и охраны земельных участков, проработка регламентов по их использованию; разработка проектов перераспределения земель сельскохозяйственных организаций на основе правовых и землеустроительных регламентов, установленных для различных территориальных зон, др.

Выводы. Важными принципиальными положениями рационального использования природных ресурсов в условиях современного общества становятся:

- восстановление полноценной земельной государственной службы для профилактики и предотвращения негативных последствий и возможностей дальнейших «прихватизаций» земель, хищнического использования, истощения и загрязнения природных территорий;
- профессиональное обеспечение проведения эффективной земельной политики и авансирование государствами процедур перехода к цивилизованному земельному рынку;
- комплексность мероприятий государственного землеустройства; упомянутые нами выше конкретные меры, финансируемые из бюджета каждой из стран.

Одновременно отметим, что даже единовременное выделение миллиардных средств и финансирование вышеперечисленных мероприятий за счет государства, либо инвесторов, само по себе не приведет «автоматически» и сразу к положительным результатам.

Нужны также: профессионалы в «Держгемагентстве» и «Росреестре», стационарные службы в районах; целенаправленное обучение в ВУЗах и переподготовка кадров по интегрированным программам; составление проектов комплексного землеустройства в финансируемых государством учреждениях на базе областных институтов «Земпроекта», «Гипрозема»; целенаправленная работа со стороны государства с земельными ресурсами и профессиональное плановое перераспределение земель, дешевое оформление документации.

Выражаем надежду, что при подобном подходе реалистично:

- рационально использовать и сохранить земельные ресурсы и природный потенциал каждого участка, многократно окупить все затраты на реанимацию землеустроительных служб и проекты образования новых и упорядочения существующих землепользований и землевладений, межевание, разработку мероприятий по улучшению использования земель;

- осмысление сложившейся ситуации применительно к требованиям «рационального природопользования» и устойчивого развития общества, к ведущей роли землеустройства.

#### БИБЛИОГРАФИЯ

1. Волков С.М., Исаченко О.П. Проблеми здійснення сучасних землевпорядних робіт // Землеустрій і кадастр. – Київ. – 2012. - №3. – С. 24- 30.

2. Сьомочкін В.М., Исаченко О.П. Сучасні проблеми і напрямки земельних перетворень у Російській Федерації // Землевпорядний вісник. Київ. - 2013. - №6. - С. 7-11.

### ИЗМЕНЕНИЕ ФЛОРИСТИЧЕСКОГО СОСТАВА ВОДНО-БОЛОТНЫХ УГОДИЙ ПОД ДЕЙСТВИЕ ГЛОБАЛЬНЫХ ИЗМЕНЕНИЙ КЛИМАТА

*Карнова Г.А.*

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев  
galakarpova@yahoo.com

Биотический компонент экосистемы находится под действием комплекса факторов окружающей среды, к которым в последние десятилетия присоединился фактор изменения климата в планетарном масштабе. В течение XX в. основные климатические характеристики на территории Украины активно изменялись, и эти изменения заметно превышали глобально усредненные величины. В частности, средняя температура воздуха выросла в Северо-Восточном и Юго-Восточном субрегионах Украины на 2,7-2,8° С, в Северо-Западном – на 1,1-1,7° С [5]. В XXI в. на территории Украины следует ожидать дальнейшего повышения среднегодовой температуры воздуха [22].

Считается, что никакой другой фактор не оказывает такого многообразного влияния на физико-химические, биологические, физиологические процессы в водных экосистемах, чем температура. Температура окружающей среды – воды и донных отложений влияет на водные растения через физиологические процессы, которые протекают непосредственно в растениях (прорастание семян, начало и окончание вегетации, длительность вегетационного периода, скорость роста и др.). Температура определяет границы самого существования растений – большинство видов гибнет или остается в стадии покоя при температуре воды ниже 3° С и теплее 45° С [29]. Было показано, что видовое богатство сообществ наиболее сильно зависит от максимальной годовой температуры воды [27]. Такая зависимость обуславливает наличие широкого спектра видов от stenотермных до эвритермных и отражается на типах ареалов водных растений.

1. Одним из ответов водных макрофитов на потепление климата является *изменение зонального распределения аборигенных видов флоры*. В последнее время было отмечено продвижение видов южных ареалов в более северные регионы. В частности, виды, которые были типичными для флоры водоемов степной зоны Украины и России в последние годы получили широкое распространение в лесостепных и даже более северных регионах [18, 14, 8]. Анализ флористического состава макрофитов Днестра до зарегулирования и в первые

периоды существования водохранилищ с современными данными показал, что кроме трансформации растительности реки, которая обусловлена зарегулированием и изменением гидрологического режима, наблюдается изменение флористического состава макрофитов, которое связано с потеплением климата. Флора р. Днепр до зарегулирования насчитывала 58 видов [6], на период 1980-х годов в каскаде водохранилищ отмечалось 69 видов [11], на современном этапе – 80 видов [7]. Одним из путей обогащения флористического комплекса днепровских водохранилищ было расселение вверх Днепром видов, которые были характерны для южных регионов Украины, преимущественно побережий азово-черноморских лиманов. Эти виды к настоящему времени стали обычным компонентом флоры мелководий некоторых водохранилищ. Так, камыш островатый (*Scirpus mucronatus* L.) встречается на побережье Каховского водохранилища, цанникелия стебельчатая (*Zannichellia pedunculata* Reichenb.) и виды рогозов понтической группы – рогоз Лаксмана (*Typha laxmannii* Lepesch.), р. Зерова (*T. zerovii* Klok. fil. et A. Krasnova) – спорадически встречаются вдоль берегов всего каскада вплоть до Полесья. До Полесья (Киевское водохранилище) распространились такие виды, как валлиснерия спиральная (*Vallisneria spiralis* L.), рдест узловатый (*Potamogeton nodosus* Poir.), бульбокамыш морской (*Bolboschoenus maritimus* (L.) Palla). Камыш Табернемонтана (*Scirpus tabernaemontani* C.C. Gmel.), который отмечался только для Нижнего Днепра, теперь продвинулся до севера Лесостепи, хоть и встречается спорадически.

Строительство днепровских водохранилищ способствовало расселению каскадом водяного ореха плавающего (*Trapa natans* s.l. L.). Одной из причин этого было формирование обширных пригодных мелководных биотопов, однако изменение климата в сторону потепления также могло этому способствовать. Этот вид является реликтом, который сохранился в отдельных рефугиумах с ледникового периода; до последнего времени считался вымирающим [12], в связи с чем был занесен в Красные книги многих стран. Для Днепра до зарегулирования отмечался в двух районах, которые далеко отстояли друг от друга (Верхний и Нижний Днепр) [6]. В настоящее время в низовье Днепра водяной орех уже не образует таких обширных зарослей, в первую очередь вследствие изменения гидрологического режима устьевой области Днепра и прогрессирующего его осолонения [13]. Однако, в течение последних 30 лет орех водяной стал чрезвычайно массовым на Каховском, Днепродзержинском, Запорожском, Каневском и Киевском водохранилищах, где формирует массивы зарослей.

Для водоемов Лесостепи и Полесья Украины отмечено появление теплолюбивого вида *Phragmites altissimus* (Benth.) Nabile. Ареал его связан преимущественно со странами средиземноморского бассейна, его естественное распространение в Украине ограничивается южными районами степной зоны [23]. Этот вид тростника с 1990-х годов начали регистрировать в России, где в настоящее время прослеживается его экспансия на север, в частности за 20 лет растение преодолело расстояние 3500 км от низовий до Верхней Волги [16]. В Украине вид впервые отмечен для р. Ворскла (устье р. Коломак) и г. Киева (оз. Опечень нижнее) [9]. Следует отметить, что большинство местонахождений *Ph. altissimus* вне границ его природного ареала приходится на урбанизированные территории [16, 9, 20]. По-видимому, нарушение прибрежной зоны водоемов дает возможность внедрения этого вида в экотопы, занимаемые в наших условиях тростником южным (*Ph. australis* (Cav.) Trin. ex Steud.). Таким образом, потепление климата и нарушение естественных экотопов вне естественного ареала способствует экспансии этого вида в более северные регионы.

2. *Инвазии теплолюбивых видов-макрофитов.* В водоемах Европы и в частности Украины отмечается появление теплолюбивых видов, не свойственных природным флорам. Одной из таких инвазий является внедрение пистии телорезовидной (*Pistia stratiotes* L., Araceae) – свободноплавающего макрофита, широко распространенного в тропических и субтропических регионах, который используется аквариумистами. Его появление обычно отмечается в мелководных хорошо прогреваемых городских водоемах при аномально жарком лете или же водоемах, в которые поступают технически подогретые воды [2, 19].

Так, в Киеве В. Гелюта отмечал развитие пистии в районе Южная Борщаговка летом 2012 г. [26]. Для Киева отмечено, что растение периодически заносится в водоемы из аквариумом и с наступлением холодов гибнет [25].

Летом 2013 г. наблюдалось массовое развитие пистии в р. Северский Донец, при котором в некоторых местах фитомассой забивалось все сечение русла, что кардинально нарушало гидролого-гидрохимичный режим реки. Комплекс факторов, который мог к этому привести: 1) специфические условия, формирующиеся в реке в этом районе (канал с подогретыми водами ГРЭС, которые круглогодично сбрасываются в реку и она здесь не замерзает зимой), способствуют сохранению семян (семена сохраняют жизнеспособность при +4°C, переносят кратковременное охлаждение до -5°C); 2) раннее наступление максимальных летних температур и их длительность. Кроме того, вид относится к свободноплавающим растениям (не укореняется) поэтому для развития требует значительной концентрации питательных веществ именно в водной среде, что характерно для этой реки, протекающей через густонаселенную территорию с развитой промышленностью и сельским хозяйством.

Два других вида – *Egeria densa* Planchon и *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John в Европу также попали как аквариумные растения. *E. densa* происходит из Южной Америки и первые находки ее в Украине отмечены в Крыму [4], а также в 2004 г. в районе Киева (Каневское водохранилище ниже Бортнической очистительной системы), а в 2006 г. вид распространился вниз по течению на 3 км [1]. Нами этот вид был обнаружен в 2008 г. в районе Процевских мелководий, которые находятся на 20 км ниже. Эти находки вполне объяснимы, исходя из термофильности вида. Они свидетельствуют о его успешной акклиматизации и интенсивном распространении.

Родиной близкого вида *E. nuttallii* являются районы Северной Америки с умеренным климатом, впервые в Европе он появился в Бельгии в 1939 г. [30], поэтому его инвазия в Каневское водохранилище (у г. Переяслав-Хмельницкий в 2004 г., заливе Цибли в 2005 г. [1], а также наши находки в Каневском водохранилище ниже Бортничей в 2013 г.) трудно объяснить последствиями потепления климата. Однако, фактор температуры, по-видимому, может влиять на устойчивость биологических систем, ухудшая ее, и давая таким образом возможность более сильным инвазивным видам внедряться в природные системы.

*Адвентизация флоры прибрежных территорий.* Для прибрежных территорий в последнее время наблюдается активное расселение адвентивных растений, представляющих значительную угрозу [2, 15, 21]. Причины этого явления комплексные и связаны с антропогенным влиянием (разрушение мелководной зоны и абразия берегов, чрезмерная рекреация), одной из них считается потепление климата. В условиях урбанизированного ландшафта (города Киев, Полтава) нами отмечено, что в прибрежных зонах городских водоемов происходит значительная трансформация природной растительности в сторону увеличения доли адвентивных видов. Тут были отмечены опасные, в том числе карантинные сорняки: *Ambrosia artemisiifolia* L., *A. trifida* L., *Cyclachaena xanthiifolia* (Nutt.) Fresen. *Cenchrus longispinus* (Hack.) Fernald. Ряд видов относится в «видам-трансформерам» [28], которые активно проникают в природные сообщества, при этом изменяя их облик (могут выступать эдификаторами, доминантами, образуя большие по площади заросли и препятствуя развитию природной флоры и растительности) : *Acer negundo* L., *Amelanchier spicata* (Lam.) C. Koch, *Bidens frondosa* L., *Echinocystis lobata* Torr. et Gray, *Heracleum sosnowskyi* Manden., *Amorpha fruticosa* L. и др. Внедрение адвентивных видов и их развитие трансформирует природное видовое и ценотическое разнообразие, что может привести к необратимым изменениям в экосистеме. Кроме широкого расселения адвентивных видов и во многих случаях замещения ими аборигенных видов вследствие их высокой конкурентоспособности, много адвентивных видов образуют гибриды, которые более стойкие и нередко активнее родительских видов [17]. Это явление очень опасно, т.к. инвазия видов может приводить к нарушению сбалансированности природных комплексов. Кроме того, некоторые из них опасны для здоровья.

*Доминирование эвритермных и термофильных видов.* Потепление климата может привести к потеплению воды в северных и горных регионах, что будет причиной исчезновения видов, адаптированных к низким температурам и связанным с этим высоким содержанием кислорода. Они будут замещаться видами, типичными для более теплой воды, поэтому эвритермные виды в дальнейшем будут преобладать.

В равнинных реках также будет происходить изменение флористического состава в сторону доминирования эвритермных и термофильных видов. В частности, для водоемов-охладителей тепловых и атомных электростанций, которые подвержены тепловому загрязнению, было показано [10], что специфический режим обуславливает наличие во флоре широкого спектра термофильных и эвритермных видов (29,5% от общего списка). В связи с этим можно прогнозировать исчезновение из флоры Украины видов, находящихся на южной или юго-восточной границе ареала (преимущественно это относится к зоне Полесья), среди которых много раритетных. Среди таких видов, занесенных в Красную книгу Украины [24], под угрозой исчезновения может оказаться около 25 видов водно-болотных угодий, особенно угрожающим является то, что большая часть популяций некоторых из них сосредоточена именно в Полесской зоне. К ним относятся: пять видов водных макрофитов (*Isoetes lacustris* L., *Utricularia intermedia* Hayne, *Utricularia minor* L., *Batrachium fluitans* (Lam.) Wimm., *Aldrovanda vesiculosa* (L.), а также болотные виды (*Salix myrtilloides* L., *Pedicularis sceptrum-carolinum* L., *Drosera intermedia* Hayne, *D. anglica* Huds., *Chamaedaphne calyculata* (L.) Moench, *Oxycoccus microcarpus* Turcz. ex Rupr., *Pinguicula vulgaris* L., *Scheuchzeria palustris* L., *Betula humilis* Schrank и др.).

Таким образом, увеличение температуры окружающей среды может изменить видовой состав водно-болотных угодий за счет увеличения доли теплолюбивых видов и уменьшения доли холодолюбивых (с потерей раритетных видов, находящихся на южной или юго-восточной границе ареала) при доминировании эвритермных и термофильных видов. Кроме того продолжится инвазия видов, не свойственных природной флоре.

#### БИБЛИОГРАФИЯ

1. Багацька Т.С. *Egeria densa* Planchon (*Hydrocharitaceae*) – новий вид для материкової частини України // Укр. бот. журн. – 2007. – 64, № 6. – С. 914-916.
2. Бармин А.Н., Кузьмина Е.В. *Pistia stratioides* (*Araceae*) в водоемах г. Астрахани // Водная растительность внутренних водоемов и качество их вод. Материалы III Всерос. конфер. – Петрозаводск, 1993. – С. 25-26.
3. Борисова М.А. О натурализации адвентивных видов в ценозах водоемов Ярославской области // Гидробиотаника: методология, методы: Материалы школы по гидробиотанике. Рыбинск. – 2003. – С. 153-155.
4. Бялт В.В., Орлова Л.В. *Egeria densa* Planch. (*Hydrocharitaceae*) — новый адвентивный вид для флоры Украины // Новости системат. высш. раст. — 2003 — 35. — С. 211—214.
5. Єремєєв В., Єфімов В. Регіональні аспекти глобальної зміни клімату // Вісник НАН України. — 2003. — № 2. — С. 25-34.
6. Зеров К.К. Формирование и зарастание водохранилищ Днепровского каскада. – К.: Наук. думка, 1976. – 142 с.
7. Зуб Л.Н., Карпова Г.А. Ретроспективный анализ водной флоры днепровских водохранилищ// Мат. VI Всероссийской школы-конференции по водным макрофитам «Гидробиотаника 2005». – Борок, 2005. – С. 78-81.
8. Карпова Г.О., Зуб Л.М. Особливості флористичного складу вищих водних рослин Дніпровського екологічного коридору /Мальцев В.І., Зуб Л.М., Карпова Г.О. та ін. Водно-болотні угіддя Дніпровського екологічного коридору. – К.: 2010. – С. 14-16.
9. Карпова Г.О., Клепєць О.В. Особливості поширення очерету найвищого (*Phragmites altissimus* (Benth.) Nabile. в умовах урболандшафту/ Рослини та урбанізація: Мат-ли третьої між. наук.- практ. конфер. (Дніпропетровськ, 19-20 березня 2013 р.). – Дніпропетровськ: ТОВ ТВГ «Куніца», 2013. – С. 14- 16.



10. Кириллов В.В., Зарубина Е.Ю., Митрофанова Е.Ю. и др. Биологическая оценка последствий термического загрязнения водоема охладителя Беловской ГРЭС // Ползуновский вестник. – 2004, № 2. – С. 133-141.
11. Корелякова И.Л. Высшая водная растительность Днепра и его водохранилищ / Растительность и бактериальное население Днепра и его водохранилищ. – К: Наук. думка, 1989. – С. 5-48.
12. Макрофиты – индикаторы изменений природной среды. – К.: Наук. дум., 1993. – 434 с.
13. Мальцев В.И., Карпова Г.А., Зуб Л.Н. Эколого-ценотические особенности некоторых реликтовых гидрофитов Нижнего Днепра// Гидробиол. журн. – 1991. – 27, № 6. – С. 17-24.
14. Папченков В.Г. Закономерности зарастания водотоков и водоемов Среднего Поволжья. Автореф. дис.... д.б.н. – Борок, 1999. – 43 с.
15. Папченков В.Г. Макрофиты-вселенцы в водоемах и водотоках бассейна Волги // Инвазии чужеродных видов в Голарктике: Мат. Российско-американского симпозиума по инвазийным видам, Борок Яросл. обл., Россия, 27-31 августа 2001 г. – Борок, 2003. – С. 99-104.
16. Папченков В.Г. О распространении *Phragmites altissimus* (Benth.) Nabile (*Poaceae*) // Российский журнал биологических инвазий. – 2008, № 1. – С. 37-41.
17. Папченков В.Г., Соловьева В.В. Анализ флоры прудов Среднего Поволжья // Ботанич. журн. – 2009. – Т. 80, № 2. – С. 59-67.
18. Соловьева В.В. Динамика флоры речных водохранилищ Самарской области за период с 1984 по 2005 гг. // Докл. Моск. об-ва испытателей природы. Т. 39: Биотехнология охране окружающей среды. – М.: МГУ, 2006. – С. 161-165.
19. Соловьева В.В. Флористические находки и редкие явления биоэкологии гидрофитов в прудах г. Самары / Фиторазнообразии Восточной Европы. – 2007, № 2. – С. 174-180.
20. Соловьева В.В., Саксонов С.В. Проблемы инвентаризации флоры искусственных водных экосистем Самарской области // Самарская Лука: Бюлл. 2006, № 17. – С. 119-134.
21. Трemasова Н. А., Борисова М. А., Борисова Е. А. Инвазионные виды растений Ярославской области / Ярославский педагогический вестник (Естеств. науки). – 2012 – III, № 1 – С. 76-85.
22. Третье, Четвертое и пятое национальные сообщения Украины по вопросам изменения климата, подготовленные на выполнение статей 4 и 12 Рамочной конвенции ООН об изменении климата и статьи 7 Киотского протокола . — [http://www.unfccc.int/resource/docs/natc/ukr\\_nc5rev.pdf](http://www.unfccc.int/resource/docs/natc/ukr_nc5rev.pdf)
23. Цвелев Н.Н. Злаки СССР. Л.: Наука, 1976. – 788 с.
24. Червона книга України. Рослинний світ. – К.: Глобалконсалтинг, 2009. – 912 с.
25. Чорна Г.А. Флора водойм і боліт Лісостепу України. Судинні рослини. – Київ: Фітосоціоцентр, 2006. – 184 с.
26. <http://www.plantarium.ru>
27. Pip E. Water temperature and freshwater macrophyte distribution//Aquat. Bot. — 1989. — 34. — P. 367-373.
28. Richardson, D. M., Pyšek, P., Rejmánek, M., et al. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions / Divers. Distribut. – 2000. – 6, № 2. – P. 93–107.
29. Sculthorpe C. D. The Biology of Aquatic Vascular Plants. — London: Edward Arnold Ltd., 1967. —610 S.
30. Simpson D.A. A short history of the introduction and spread of *Elodea Michx* in the British Isles // Watsonia. – 1984. – 15, № 1. – P. 1–9.

## ДИНАМІЧНІ ЗМІНИ РОСЛИННИХ УГРУПОВАНЬ БЕРЕГОВОЇ ЗОНИ АЗОВСЬКОГО МОРЯ

*Коломійчук В.П.*

Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління, м. Київ  
vkolomiychuk@ukr.net

Рослинний покрив морського узбережжя, незалежно від ступеня його розвитку та сформованості, завжди зазнає певних змін. Приморська рослинність берегів внутрішніх морів помірного кліматичного поясу являє собою генетично різноманітну сукупність різних її типів: літорального, степового, лучного, болотного, солончакового та водного. Їх виникнення, формування і розвиток відбуваються в умовах екотонального гіперпростору екологічних факторів, серед яких провідними є зволоження, інтенсивність абразивно-аккумуляційних та згінно-нагінних процесів, а також ступінь алювіальності, засолення і антропогенного пресу. Все це обумовлює високий рівень різноманіття азонально-зональної рослинності [2, 5, 6].

У зв'язку з тим, що приморська рослинність виконує виключно важливі екологічну, економічну, регуляторну, рекреаційну та багато інших функцій в регіонах з великою щільністю населення (зокрема у Приазов'ї), розвиненими транспортними комунікаціями, санаторно-курортними і портово-промисловими комплексами, вона є досить значущою. У межах неширокої смуги узбережжя перетинаються інтереси промислового та сільськогосподарського виробництва, рибальства, рекреації, транспорту, урбосистем тощо. Все це вступає в протиріччя з існуванням природного середовища і призводять до деградації приморських екосистем. Перетворення берегової зони Азовського моря (БЗАМ) призвело до того, що на початку XXI ст. близько 20–25 % її території змінено повністю, а близько 50–60 % – значною мірою. Зокрема, природна приморська рослинність практично втрачена на територіях між мм. Генічеськ – Бердянськ, Маріуполь – Таганрог, Азов – Єйськ, окрім невеликих збережених ділянок (насамперед акумулятивного характеру). На значних площах узбережжя розташовані промислові, портові, селітебні, лісгосподарські, рекреаційні ділянки з надмірно порушеними ландшафтами. Швидка руйнація ділянок абразійних берегів моря (від 0,5 до 15 м за рік) спричинила наближення до берегової зони агроландшафтів (насамперед рільних та лісозахистних насаджень) та пришвидшила темпи синантропізації природного фіторізноманіття [6, 10–12]. Останнім часом у регіоні набуває розвитку будівництво на прилеглих до БЗАМ ділянках підприємств альтернативної енергетики (вітропарків), вплив яких на приморські екосистеми залишається малодослідженим.

Система обмежень, включаючи створення мережі природно-заповідних об'єктів, ратифікації ВБУ міжнародного значення, хоча і зіграла позитивну роль у інсуванні біоти, однак не дозволила уникнути проблеми збереження всіх форм організації її різноманітності [6]. Це призвело до суперечностей і виникнення конфліктних ситуацій в регіонах: з одного боку, присутні інтенсивне господарське освоєння території і розширення рекреаційних навантажень, з іншого – існує необхідність збереження здоров'я людини і всього живого приморських геосистем, зокрема, їх рослинного покриву. На ці процеси нашаровуються проблеми, пов'язані з підняттям рівня Світового океану, зміною рози вітрів, які в першу чергу проявляються в руйнації м'яких порід берегів моря (лесів). Приморська рослинність відрізняється від інших типів організації найбільш вираженою динамічністю. Це обумовлено особливістю її екотопів, які утворилися і піддаються постійним змінам під впливом абразивно-аккумуляційних процесів моря. На ці процеси в Приазовському регіоні накладається уповільнена алювіальна діяльність рр. Дону, Кубані, Міусу, Єї, Молочної.

Для рослинності приморських екотопів характерні певні особливості сукцесійних процесів – від заростання (первинного та вторинного) до формування умовно малозмінених ценозів [7]. Останні зазвичай схильні до територіальних трансформацій під впливом зміни інтенсивності дії природних факторів – видування пісків, розмивання прибережних смуг,

змін режиму заплавної, засолення та ін. Встановлено, що синтаксономічний склад рослинності, за умови відсутності надмірного антропогенного впливу в межах приморських екотопів, залишається постійним. Однак вплив антропогенного чинника призводить до змін, що стають визначальними. За масштабами і рівнем перетворення ці зміни значно перевищують природні [6].

В останні роки дослідження динаміки рослинного покриву набуло особливої ваги, що з одного боку, пов'язане з минулим та сучасним впливом людини на рослинний покрив і необхідністю керувати процесами антроподинаміки. Приморські екосистеми в цьому напрямку є досить розбалансованими, тому існує потреба у стабілізації їх стану та збереженні. Водночас відбувся перехід до популяційного бачення видів, тобто зміна парадигм у фітоценології. Це призвело до загальної зміни методології досліджень [7]. Механізм змін рослинних угруповань, визначається в основному екзо- і ендегенними змінами умов середовища, викликаними, як зовнішніми факторами, так і дією самих фітоценозів на оточуюче середовище (розсіювання насінневих зародків рослин, взаємодія між рослинами, виникнення нових рас, видів у складі того чи іншого фітоценозу).

В основі розробленої нами схеми змін рослинності берегової зони Азовського моря лежить класифікація змін рослинності В.М. Сукачова, доповнена роботами П.Д. Ярошенка, Д.В. Дубини та О.В. Тищенко [6, 7, 11]. Зміни, в яких головну роль виконують природні фактори, об'єднані в групу природних змін (зоогенні, кліматогенні, сингенетичні). До групи антропогенно-природних змін відносимо демуаційні зміни (відновлення рослинного покриву, яке проходить природним шляхом, але за умов втручання людини) та частково сингенетичні (в абсолютно заповідних умовах). До групи антропогенних змін відносимо дегратогенні, які в свою чергу поділяємо на постпірогенні, постпасквальні, постмеліоративні, пострекреаційні.

Зміни рослинності внаслідок глобальних екологічних процесів найдетальніше для північної частини БЗАМ (кіс) дослідила О.В. Тищенко [11]. На основі порівнянь карт рослинності 7 північноприазовських кіс (від Кривої коси на сході до коси Федотова на заході) розроблених у 30-х рр. ХХ ст. С.А. Постриганем, П.Я. Поповичем та власних карт, створених у середині 90-х рр. О.В. Тищенко встановила, що під дією обводнення їх території збільшились площі акваторій. Разом з тим площа зайнятих ценозами солончаків (класи *Thero-Salicornietea*, *Salicornietea fruticosae*) скоротилась у 13 разів за рахунок збільшення площ, зайнятих ценозами галофітних лук (клас *Festuco-Puccinellietea*) та літоральних боліт (класи *Phragmito-Magnocaricetea*, *Juncetea maritimi*, *Bolboschoenetetea maritimi*). Площі останніх збільшились у 3 та 2 рази відповідно. Також істотних змін зазнали ділянки, зайняті піщано-степовими (*Festucetea vaginatae*) та літоральними ценозами (*Cakiletea maritima*, *Ammophilletea*), які зменшились відповідно у 6 і 2 рази [11]. Подібні зміни характерні і для інших акумулятивних територій БЗАМ. Зокрема, згідно наших спостережень у Східному Приазов'ї на основі порівнянь карт лісовпорядкування територій Комишуватської, Ясенської та Довгої кіс, розроблених у 80-х рр. ХХ ст., та створених сучасних карт рослинності, з використанням Google Earth встановлено, що площі трьох кіс за 30 років скоротились відповідно на 6,2, 8,5 та 11,2 га. В першу чергу постраждали ценози пляжів та літорального валу (особливо на Довгій та Ясенській косах). На Ясенській косі підняття рівня води спричинило розмив та руйнування окремих ділянок старих дюн, на яких у 80 рр. ХХ ст. були створені захистні лісонасадження (переважно в'язово-робінієві). Разом з тим, на досліджених косах зросли площі, зайняті ценозами класів *Festuco-Puccinellietea*, *Phragmito-Magnocaricetea*, *Juncetea maritimi*, *Bolboschoenetetea maritimi* з 8–10 до 30–35% за рахунок зменшення територій зайнятих ценозами кл. *Thero-Salicornietea*, *Salicornietea fruticosae*.

Подібні дані отримані нами за результатами порівнянь різнорічних карт рослинного покриву коси Бірючий острів (Північне Приазов'я). За вихідний стан рослинності коси Бірючий острів нами прийнятий той, що описаний М.І. Котовим і О.В. Прянішніковим та зафіксований ними на карті. Пізніше карти рослинності коси розробляли Д.В. Дубина і Ю.Р. Шеляг-Сосонко та ми [9].

З часу першого ботанічного обстеження коси Бірючий острів (1927 р.) минуло 86 років. За цей проміжок часу площа коси скоротилась з 9300 га до 7273 га (на 22 %). Перевідкладення піщано-черепашкового матеріалу з північно-східного боку коси Федотова на південно-західний у напрямку дистальної частини коси Бірючий острів та його нерегламентоване вивезення для потреб будівництва у приматериковій частині спричинило звуження системи «коса Федотова – острів Бірючий» та здвиг берегової лінії у північно-західному напрямку. Лише за останні 20 років море «з'їло» в середньому 30–40 (подекуди до 50–80) метрів пляжу та дюн від с. Степок до кордону «Перетяга» на косі Бірючий острів. Просторові зміни рослинності кіс знаходять підтвердження у картометричних характеристиках різночасових карт. Навіть у порівнянні з «Проектом організації...», 1995» у теперішній час на косі Бірючий острів наявні певні тенденції змін площ зайнятих основними угрупованнями. Найпомітніші зміни структури рослинного покриву насамперед торкнулись лучних, піщано-степових і галофітних фітоценозів та штучних лісонасаджень, у меншій мірі літоральних, прибережно-водних і синантропних фітоценозів. Зокрема, луки збільшилися на 1,3 %, піщані степи – на 0,7 %, літоральні, прибережно-водні та синантропні угруповання відповідно на 0,2 %, а лісові насадження та галофітні угруповання зменшилися відповідно на 1,6 та 1 % (табл. 1).

Таблиця 1.

Зміни основних типів рослинності коси Бірючий острів за останні 35–40 років

Типи рослинності	Площа основних фітоценозів	
	за «Проектом організації, 1995», га/%	за «Проектом організації, 2009», га/%
Літоральна рослинність ( <i>Cakiletea maritimaе</i> , <i>Ammophillitea</i> )	180/2,5	200/2,7
Піщано-степова рослинність ( <i>Festucetea vaginatae</i> )	2000/27,5	2050/28,2
Лучна рослинність ( <i>Festuco-Puccinelletea</i> )	1850/25,5	1950/26,8
Галофітна рослинність ( <i>Thero-Salicornietea</i> , <i>Salicornietea fruticosae</i> )	340/4,6	260/3,6
Прибережно-водна рослинність ( <i>Phragmito-Magnocaricetea</i> , <i>Juncetea maritimi</i> , <i>Bolboschoenetea maritimi</i> )	2523 (523)/34,7	2541 (531)/34,9
Лісові насадження ( <i>Robinietea</i> )	345/4,8	232/3,2
Синантропна рослинність ( <i>Stellarietea mediae</i> )	25/0,4	40/0,6
Всього	7273/100	7273/100

Збільшення піщано-степових, лучних та почасти прибережно-водних угруповань відбулось за рахунок зменшення (деградації) площ зайнятих незімкнутими лісонасадженнями та внаслідок зростання обводненості коси. При цьому ділянки зайняті раніше галофітними угрупованнями саги (з формаціями *Salicornieta*, *Suaedeta prostratae*, *Halimioneta verruciferae*), що є типовими для північної частини коси, внаслідок підтоплення трансформувались у засолено-лучні угруповання (форм. *Aeluropeta littoralis*, *Puccinellietea distans*, *Junceta gerargii*, *Artemisieta santonicae*), а більш обводнені – у прибережно-водні (форм. *Bolboschoeneta maritimi*, *Junceta maritimi*) фітоценози. Збільшення площ зайнятих синантропними угрупованнями пов'язано зі значним перевипасом окремих ділянок степу акліматизованими на косі копитними, насамперед оленями та ланями.

В цілому, у межах БЗАМ чітко прослідковується тенденція спрямованості загального багаторічного процесу у бік зростання обводненості більшості місцевостань на косах і їх аналогах насамперед завдяки тектонічному опусканню приморських місцевостей, евстатичному підняттю рівня Світового океану та антропогенному потеплінню, що спричинює руйнацію наперед акумулятивних утворень. Разом з тим, ціла низка факторів, включаючи зарегулювання стоку великих і середніх річок, забруднення моря, яке наприкінці

XX ст. досягло критичних показників, позначилось на кількості теригенного матеріалу (насамперед раковин молюсків та піску), що надходить у якості основного субстрату акумулятивних берегових форм (кіс, барів, пересипів, островів та їх аналогів). Це суттєво змінює фізіономіку кіс, на яких протягом останніх 80–100 років зросли площі внутрішніх акваторій. Переважаючими за площею тут стали водно-болотні та засоленолучні угруповання.

Беручи до уваги загальну спрямованість змін як наслідок зазначених факторів, вчені вважають що подальше підняття рівня вод у морі, спричинить прискорення руйнації абразійно-обвальних та абразійно-зсувних берегів у Північному, Східному, Таманському Приазов'ї та Присивашші [6, 11]. Разом з тим зросте рівень обводненості акумулятивних берегів, що стане причиною зростання площ під угрупованнями класів *Phragmito-Magnocaricetea*, *Juncetea maritimi*, *Bolboschoenetea maritimi*. При цьому ще більше загостриться проблема житлової та рекреаційної забудови на акумулятивних берегах, постануть питання розробки нової стратегії берегоукріплення. Про це свідчать сучасні розмиви Бердянської, Обіточної та Федотової кіс і Арабатської стрілки у зимовий та ранньовесняний періоди року.

Значною проблемою, що може спричинити біогенне забруднення моря та берегів є розвиток видобутку газоконденсату у західній (Стрілківське родовище) та особливо у південно-східній частині (між м. Темрюк та м. Приморсько-Ахтарськ) та транспортування газо- і нафтопродуктів. Забруднення моря нафтопродуктами призведе до значних заморних явищ, погіршуватиме санітарну ситуацію курортних зон у літній період, впливатиме на скорочення рибних та рекреаційних ресурсів.

Вже зараз у Азовському морі існує низка біологічних проблем, пов'язаних з поширенням «видів-вселенців» середземноморської, атлантичної та тихоокеанської фауни (*Acarcia tonsa* Dana, *Anadara inaequalis* Bruguière, *Balanus improvisus* Darwin, *Beroe ovata* Bruguière, *Caecum elegans* Perejaslavtseva, *Callinectes sapidus* Rathbun, *Eriocheir sinensis* Milne Edwards, *Lepomis gibbosus* (L.), *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz, *Mya arenaria* L., *Mygil soiu* Basilewsky, *Pseudorasbora parva* (Temminck and Schlegel), *Rapana venosa* Valenciennes, *Rhithropanopeus harrisi* Gould, *Scapharca cornea* Reeve). За даними вчених за останні 30–50 рр. у Азовському морі відмічені не менше 35 випадкових «вселенців» (з них – 27 видів риб) та 13 спроб інтродукції [3, 4]. Вони створюють передумови зменшення запасів аборигенних організмів, підривають кормову базу риб, спричинюють порушення гомеостазу у морських екосистемах. Існують передумови, які дозволяють констатувати посилення процесів «понтизації» Азовського моря [1].

Наслідком стоку річкових вод із промисловими (у р. Дон з підприємств м. Ростов-на-Дону та Азов; у р. Кальміус – м. Маріуполі) і сільськогосподарськими (стоки у гирлові та передгирлові частини рр. Кубані та Салгіру, Ахтарсько-Гривенську, Чорноєриковсько-Сладковську, Жестерську системи лиманів Східного Приазов'я та Східний Сиваш, насаперед з рисосіючих господарств) органічними забруднювачами є регіональна евтрофікація морської акваторії, спричинена всплесками розвитку ціанобактерій, що є наслідком так званого «цвітіння» води. Це в свою чергу призводить до активації анаеробних процесів в донних осадах, виникненню так званих заморних явищ у найтепліші місяці літа. Значна частка процесів у морських екосистемах має цілком природний хід, але ініціація їх пришвидшення активізується антропогенними чинниками. Зокрема процеси тектонічного опускання дна моря, розмивання абразійних берегів за сприятливих умов на акумулятивних утвореннях БЗАМ компенсується продуктивністю бентосу (насамперед, молюсків). Після підсилення процесів антропогенного потепління, зарегулювання річок, значного руйнування донних біоценозів процеси намивання черепашкового матеріалу значно уповільнилися. Тому на сучасних акумулятивних утвореннях переважають процеси обводнення та розмиву, а не накопичення теригенного матеріалу [11].

Проблема високих темпів руйнування берегів моря загостилась у другій половині XX ст. внаслідок значного вивозу з окремих територій піщано-черепашкового матеріалу

(насамперед з Арабатської стрілки, Єйської та Должанської кіс, пересипу Бейсугського лиману), руйнації системи берегових валів і дюн внаслідок розвитку рекреаційного будівництва, лісомеліорації на найвищих ділянках акумулятивних утворень, неправильного будівництва берегозакріплювальних споруд тощо.

Кінцевим етапом природних та новітніх антропогенних впливів є посилення загроз втрати не лише біорізноманіття, але й цінних оздоровчих ділянок берегової зони.

У зв'язку з цим до найважливіших заходів що сприятимуть збереженню приморської біоти, уповільнюватимуть трансформацію приморської рослинності є розробка узагальнюючого менеджмент-плану берегової зони моря, формування екомережі [8]. Ці та інші заходи дозволять сформуванню у регіоні цілісну просторово-територіальну систему, яка буде слугувати інструментарієм у розробці подальших планів збереження ландшафтного та біотичного різноманіття, ренатуралізації прилеглих до моря екосистем, невиснажливого використання біоресурсів та збалансованого розвитку Приазовського регіону.

#### БІБЛІОГРАФІЯ

1. Анистратенко В.В., Анистратенко О.Ю., Халиман И.А. Состав фауны моллюсков Азовского моря как функция его соленосного режима // Доповіді НАН України. – 2007. – №4. – С. 161–166.
2. Голуб В.Б., Соколов Д.Д. Приморская растительность Восточной Европы // Успехи соврем. биол. – 1998. – Т. 118, вып. 6. – С. 728–742.
3. Губанов Е.П., Гетманенко В.А., Изергин Л.В., Солод Р.А. Целенаправленная интродукция гидробионтов в Азовское море и ее результаты // Современные проблемы экологии Азово-Черноморского региона: мат-лы междунар. конф. (г. Керчь, Крым, 8–9 октября 2008 г.). – Керчь, 2008. – С. 133–138.
4. Демченко В.О. Закономірності трансформації іхтіофауни водойм Азовського басейну за впливу природних та антропогенних чинників: Автореф. дис. ... доктора біол. наук (03.00.16 – екологія). – Чернівці, 2013. – 40 с.
5. Дубина Д.В. Вища водна рослинність. *Lemnetea, Potametea, Ruppiaetea, Zosteretea, Isoetolittorelletea, Phragmito-Magnocaricetea* / Відповід. редактор Ю.Р. Шеляг-Сосонко // Рослинність України. – К.: Фітосоціоцентр, 2006. – 412 с.
6. Дубина Д.В., Дзюба Т.П., Емельянова С.М. Антропогенная динамика приморской растительности Украины // Отечественная геоботаника: основные вехи и перспективы: мат-лы Всероссийской научн. конф. с междунар. участием (СПб, 20–24 сентября 2011 г.). – Санкт-Петербург: ООО «Бостон-центр», 2011. – Т. 1. – С. 73–77.
7. Дубина Д.В., Шеляг-Сосонко Ю.Р. Плавни Причерноморья. – К.: Наукова думка, 1989. – 269 с.
8. Коломійчук В.П. Екомережа берегової зони Азовського моря // Екологічні науки. – 2013. – №1 (3). – С. 74–84.
9. Коломійчук В.П., Безкоровайний О.С. Динаміка рослинності коси Бірючий острів (Херсонська область) // Грунтознавство. – 2011. – Т. 12, № 1–2. – С. 95–100.
10. Разумов В.В., Глушко А.Я. Деградація земель прибережної території суб'єктів юга Росії под воздействием абразионных процессов // Вестник МГОУ. Серия «Естественные науки». – 2010. – № 3. – С. 112–119.
11. Тищенко О.В. Рослинність приморських кіс північного узбережжя Азовського моря. – К.: Фітосоціоцентр, 2006. – 156 с.
12. Шуйский Ю.Д., Андрианова О.Р. Сравнение многолетних тенденций изменения уровня на станциях Черного и Азовского морей // Екологічна безпека прибережної та шельфової зон та комплексне використання ресурсів шельфу : Зб. наук. праць. Вип. 27 / НАН України, МГІ, ІГН, ОФ ІнБПМ. Редкол.: Іванов В.О. (гол. ред.) та ін. – Севастополь, 2013. – С. 388–393.

## ЕКОБЕЗПЕКА ТА НАСЛІДКИ ТОРФОВИХ ПОЖЕЖ

*Коніщук В.В.*

Відділ охорони ландшафтів, збереження біорізноманіття і природозаповідання  
Інститут агроекології і природокористування НААН  
konishchuk\_vasyl@ukr.net

Актуальність проблеми безпеки населення і територій від лісових і торфових пожеж зумовлена тенденціями зростання шкоди, що спричиняється небезпечними природними явищами. Ризики надзвичайних ситуацій природного, антропогенного характеру зростають. Сукупні масштаби прямих і опосередкованих втрат (людських, економічних, інтелектуальних та інших) від вражаючих факторів цих пожеж з кожним роком збільшуються.

В середньому на рік по Україні буває близько 3,5 тис. лісових пожеж, які знищують більше 5 тис. гектарів лісу. Майже половина пожеж пов'язана з торфовищами. Розподіл торфовищ пов'язаний з географічною широтою, рельєфом і геоморфологічною структурою місцевості. В Україні виявлено понад 2500 родовищ торфу із середньою глибиною залягання 1,5 м та запасами близько 2 млрд. т, при цьому вироблено 50% розвіданих запасів. Окрім того, значна частка торфовищ не рекультивована після осушувальної меліорації та становить дуже серйозну пірогенну загрозу. Проблемними є просторово-територіальна структура водно-болотних угідь і торфовищ, різне підпорядкування земельного, водного фонду. Так, потенційні торфові пожежі можуть бути в лісовому фонді, у межах приватного сектору, на сільськогосподарських угіддях, у природно-заповідних територіях, тощо.

Торф схильний до самозаймання, яке може статися при температурі вище +50°C, має специфіку до загоряння і залежить від певних факторів. В першу чергу, це обводненість території, зокрема ступінь зволоження ґрунту і наявність водойм поруч, а також об'єм сухої фітомаси на поверхні торфовища, ботанічний склад, ступінь розкладу, пористість, глибина залягання торфових відкладів, тощо. Небезпечною для довкілля є так звані підземні торфові пожежі, коли тління відбувається не на поверхні, а глибоко в тріщинах і підземних камерах. Такі пожежі практично не піддаються оперативному гасінню, тривають навіть при атмосферних опадах та в анаеробних умовах, потребують великого об'єму води для гасіння. З позиції екобезпеки торфові пожежі можуть мати кризовий характер оскільки переносять радіаційно забруднені частки внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС, інші полютанти, кардинально перетворюють ландшафтну структуру з утрудненими реабілітаційними заходами, забруднюють атмосферне повітря і ґрунтові води [18, 20]. Торф горить повільно на всю глибину його залягання до мінеральної підстилаючої породи (зазвичай це кварцовий пісок, мергелеві, крейдові відклади).

Основними тепловими характеристиками торфу є його теплотворна здатність, а також коефіцієнт теплопровідності. Основними паливними матеріалами в торфів є вуглець (52-56% від загальної маси) і водень (5-6% від загальної маси), крім того, у складі торфу є від 30 до 40% атомів кисню, зв'язаного в молекулах хімічних речовин, з яких складається торф. Середнє значення величини теплотворної здатності торфу, що залежить від його виду і ступеня розкладання, дорівнює 5500 ккал/кг. При нагріванні торф висушується, потім відбувається його піроліз з утворенням паливних газоподібних компонентів і коксу. При торфових пожежах на великих масивах фронт горіння неоднорідний, в основному вогнища різного розміру. Колір вогнищ білий, поверхня горіння з часом заглиблюється під палаючу поверхню, відбувається утворення внутрішніх порожнин. Торфовий поклад має відносну вологість 90-95%, що робить його порівняно безпечним в пожежному відношенні. Однак, в окремі особливо посушливі роки при несприятливих погодних умовах і неприйнятті своєчасних заходів до гасіння пожежі можуть поширитися на великі території.

Глибина прогоряння торфового покладу визначається рівнем залягання ґрунтових вод. Горіння зазвичай відбувається в режимі «тління», тобто в безполум'яній фазі як за рахунок

кисню, що надходить разом з повітрям, так і за рахунок його виділення при термічному розкладанні спаленого матеріалу. Процес горіння в нижній частині відбувається значно інтенсивніший, чим угорі. Це можна пояснити тим, що свіже холодне повітря, як більш важкий, надходить у нижню частину зони горіння, де реагує з палаючим торфом. Вуглекислий і чадний газ, а також продукти піролізу торфу в нагрітому виді омивають верхню частину зони горіння, перешкоджаючи доступу до неї кисню. Поширенню горіння на верхні шари ґрунту перешкоджає підвищена вологість у задернованому ризосферному шарі ґрунту, добре утримуючу вологу від випадання опадів і капілярного підйому ґрунтових вод.

Заглиблюючись у нижні шари торфу до мінерального ґрунту або рівня ґрунтових вод, горіння може поширюватися на десятки і сотні метрів від вхідного отвору, лише місцями виходячи на поверхню. При горінні масиву торфу з абсолютною вологістю до 500% у 1 дм<sup>3</sup> торфу щільністю 0,1 кг/дм<sup>3</sup> утримується 0,5 дм<sup>3</sup> води. На її нагрівши до 100°C витрачається 50 ккал, на випар 270 ккал, на підігрів торфу до температури запалення 30 ккал, разом 350 ккал. Калорійність самого торфу складає 5000 ккал/кг, для щільності 0,1 кг/дм<sup>3</sup> вона складе 500 ккал, що цілком достатньо для підтримки процесу горіння при зазначеній вище вологості. Температура в замкнутому просторі осередку горіння досягає 700°C. У верхньому шарі торфу горіння може поширюватися при вологості до 300-400%. Зі збільшенням заглиблення осередку горіння припустиме значення вологості безупинно зростає і складає на глибині один метр до 500%. Зазначене явище пояснюється низькими значеннями коефіцієнта теплопровідності торфу в покладі, зростаючим ступенем розкладу мортмаси.

При заглибленні осередку горіння відбувається акумуляція торфу тепла, що виділяється в шарі, і його поширення в напрямку ділянок з підвищеною вологістю, що загоряється після випаровування вологи, що утримується в них. При лісовій низовій пожежі на підсушування і підігрівши лісових палих матеріалів витрачається близько 10% усієї теплоти, що виділяється при горінні. При торфовому заглибленому для щільності торфу 0,1 кг/дм<sup>3</sup> і вологості 500%-72% теплоти. Акумуляоване тепло витрачається на висушування торфу, його нагрівши до температури обвуглювання і, нарешті, - загорання.

Значення рН поверхневого шару попелу торфу безпосередньо після пожежі є дуже лужним – 10,5 ... 11,6, що зумовлено високою концентрацією в попелі вуглекислого калію (поташу). Після повені і промивання атмосферними опадами значення рН попелу понижується до 8,2–8,4 [19]. Ці величини пов'язані з підвищеним вмістом вуглекислих солей лужноземельних металів у попелі. Природна зміна елювіальних горизонтів впливає на загальний вміст у попелі Са, Mg, К, Mn та інших елементів. Тільки за один рік їх валовий вміст у попелі зменшується до 40%, тоді як втрата фосфору становить лише 10%. Однак, якщо втрата фосфору буде продовжуватися такими темпами, його запасів для рослин вистачить лише на короткий час. Нестача калію може бути критичною вже на початку використання пірогенної ділянки. Найбільшу увагу під час вивчення пірогенних утворень потрібно звертати на поверхневий шар охристого попелу. У ньому порівняно з природним торфом є високий вміст усіх макро- (Са, Mg, К, Mn, Р та ін.) і мікроелементів, а також важких металів (Cd, Cu, Pb та ін.) [16]. При випаданні опадів бітумні частки торфу не намокають, волога іде між них у ґрунтові води, і торфовий поклад може горіти місяцями до повного вигорання родовища. При виході торфової пожежі на поверхню на заліснених ділянках виникають лісові низові пожежі, що, заглиблюючись, переходять знову в підземні.

На не осушеному й осушеному мережею відкритих канал ділянках сфагнового болота рівень ґрунтових вод знижується відповідно з 10 (45) см на початку червня до 55 (75) см наприкінці серпня. Вологість ґрунтового шару 0-10 см на осушеному торфовищі значно менше, ніж на не осушеному, а також у 1,5-2,1 рази менше підстилають його ґрунтових шарів 10-20 і 20-30 см. На тих самих ділянках вологість верхнього горизонту торфу змінюється в залежності від погодних умов значно більше, ніж підстильних шарів. До осені значно знижується і вологість торфу опускається нижче межі його горючості в середині липня на не осушеному болоті та наприкінці червня на осушеному [17].



Торфові пожежі найчастіше виникають у місцях видобутку торфу (Полісся, Прикарпаття), а також на торфових луках, агроугіддях. Причиною зазвичай є неправильне поводження населення з вогнем, розряди блискавки або самозаймання. Торф може загорітись при температурі вище 50°C, а у літню спеку поверхня ґрунту в середній смuzі може нагріватись до 50-60°C. Крім того, досить часто ґрунтові торфові пожежі є розвитком низової лісової пожежі. У шар торфу в цих випадках вогонь поглиблюється зі стовбурів дерев. Горіння відбувається повільно, без полум'я. Згорілі корені дерев у пухкому торфі спричиняють завали дерев, що в свою чергу ускладнює протипожежні заходи.

При розвідці пожеж важливо не тільки вчасно знайти осередок загорання і приступити до гасіння, але й оцінити його реальну площу і глибину. Видимий зовнішній контур може не відповідати реальному загорянню. Візуально сховані вогнища можуть бути взагалі не помітні, якщо тління слабке і відбувається глибоко під землею. У цьому випадку частково може допомогти тепловізор, але він здатний побачити підземний вогонь лише з близької відстані. Застосовують також термощуп. Без наявних технічних засобів осередок протикається по периметру металевим прутком, арматурою, або лопатою. Коли відкрився доступ кисневі на глибину – з'являється дим, отже під землею є локалітет підвищеної температури, тому, необхідно приступати до гасіння. Проблемою при гасінні є гідрофобність сухого торфу, хоча у природному стані він навпаки потужний гідросорбент.

Деградовані торфові землі характеризуються погіршенням водно-повітряних, фізичних, хімічних властивостей. Останні специфічні для кожного конкретного масиву і здебільшого не сприятливі для вирощування сільськогосподарських культур та потребують додаткових заходів для оптимізації властивостей ґрунту. Особливістю їх освоєння є те, що потрібно механічно перемішувати залишок вигорілого торфового ґрунту підстилаючого мінеральним для утворення родючого профілю. Освоєння вигорілих торфовищ має деякі відмінні особливості порівняно з повно профільними торфовими ґрунтами. Система обробітку ґрунту, удобрення, підбір культур на вигорілих торфовищах у початковий період освоєння повинні бути направлені на активізацію біологічних процесів, посилення аерації та зменшення шкідливої дії закисних сполук, що тривалий час накопичувались у природному шарі торфу, а після його згоряння вийшли на денну поверхню.

За своїми властивостями пірогенний шар ґрунту значно відрізняється від шару природного торфу осушеного болота. Ефективна родючість його дуже низька, оскільки в ньому майже відсутні легкогідролізовані форми азоту та є дефіцит легкокорозчинних сполук фосфору та калію, що є доступними для рослин. Господарська цінність пірогенних відкладів визначається потужністю залишкового шару торфу і його властивостями. Досить часто в межах одного вигорілого масиву простежуються досить широкі коливання потужності залишкового торфу, що зумовлюється особливостями рельєфу підстилаючої породи. Це створює певні труднощі за його освоєння. Для збереження залишкового торфу від надмірної мінералізації на цих землях необхідно створювати лучні угіддя [16].

Торфові пожежі є різновидом ландшафтних пожеж, що виникають раптово (за рахунок самозагорання або як наслідок лісової пожежі), за антропогенних причин на болоті, яке має осушений шар торфу. Зазвичай пожежам піддаються осушені торфовища. Досліджено і запроваджено в практику заходи, щодо прогнозування, попередження і гасіння лісових, торфових пожеж [2, 4–7, 9, 12–14, 17]. Торф є продуктом неповного розкладу рослинної маси в умовах надмірної вологості та недостатньої аерації [14]. Він є конгломератом бітумів, гумінових кислот, їх солей та інших продуктів розкладання рослинного матеріалу. Торф має найвищу зі всіх твердих палив вологоємність [22]. Важливими тепловими характеристиками торфу є його теплотворна здатність, а також коефіцієнт теплопровідності. Основними горючими матеріалами є вуглець (52-56 % від загальної маси) і водень (5-6 % від загальної маси), крім того, у складі торфу є від 30 до 40% атомів кисню, зв'язаного в молекулах хімічних речовин, з яких складається торф. Середнє значення величини теплотворної здатності торфу, залежить від його вигляду і ступеня розкладу, становить 5500 ккал/кг [14, 22]. Торфовий поклад зазвичай має відносну вологість 90-95%, що робить його порівняно

безпечним в пожежному відношенні. В результаті нагрівання торф висушується, потім відбувається піроліз із утворенням горючих газоподібних компонентів і коксу [6, 8, 14, 22].

Як правило, торфові пожежі для заболоченої місцевості характерні у другій половині літа, коли в результаті тривалої засухи верхній шар торфуги просихає до відносної вологості 25-100%. При такому вмісті вологи він може спалахувати і підтримувати горіння в менш сухих шарах. Глибина прогорання торфяного покладу визначається рівнем залягання ґрунтових вод [6, 8, 14, 15, 21, 22].

При горінні торфових полів і родовищ можливими є: швидке розповсюдження вогню по поверхні поля, а при сильному вітрі – перекидання частинок, що горять, на значну відстань і виникнення нових вогнищ; розповсюдження пожежі на населені пункти, сільськогосподарські угіддя, лісові масиви; проникнення вогню в глиб торфяного масиву; виділення великої кількості диму із задимленням значної території та розповсюдження вогню усередині штабелю [2, 5, 6, 8, 10, 14, 22]. Хоча швидкість просування кромки торфяної пожежі складає не більше декількох метрів в добу, вони відрізняються стійкістю горіння, яке при заглибленні на 1,0-1,5 м не можуть ліквідувати навіть великі дощі. Заглиблюючись в нижні шари торфуги до мінерального ґрунту або рівня ґрунтових вод, горіння може розповсюджуватися на десятки і сотні метрів від вхідного отвору, лише місцями виходячи на поверхню. При горінні масиву торфуги з абсолютною вологістю до 500% у 1 дм<sup>3</sup> торфуги щільністю 0,1 кг/дм<sup>3</sup> міститься 0,5 дм<sup>3</sup> води. На її нагрів до 100°C витрачається 50 ккал, на випаровування 270 ккал, на підігрів торфуги до температури займання 30 ккал, разом 350 ккал. Калорійність самого торфуги складає 5000 ккал/кг, для щільності 0,1 кг/ дм<sup>3</sup> вона буде відповідно 500 ккал, що цілком достатньо для підтримки процесу горіння при вказаній вологості. У верхньому шарі торфуги горіння може розповсюджуватися при вологості до 300-400%. Із збільшенням заглиблення вогнища горіння допустиме значення вологості безперервно зростає і складає на глибині один метр до 500%. Вказане явище пояснюється низькими значеннями коефіцієнта теплопровідності торфуги в покладі [22]. При заглибленні вогнища горіння відбувається акумуляція тепла, що виділяється в шарі торфуги, і його розповсюдження у напрямі ділянок з підвищеною вологістю, займистих після випаровування вологи, що міститься в них.

До окремого типу лісових пожеж відносяться ґрунтові і торфові пожежі, які виникають в результаті дії вогнищ горіння при низових лісових пожежах. Під впливом випромінювання і конвективного теплового потоку від фронту низової лісової пожежі, пеньків, що горять, і вітролому відбувається нагрівання, висушування та піроліз, а потім запалення підстилки – шару листя, хвої, трави і тонких гілочок, що напіврозклалися. Щільність підстилки в абсолютно сухому стані змінюється в межах від 30 до 300 кг/м<sup>3</sup> [7]. Вміст вологи у підстилці теж вище, ніж у надґрунтового покриву і за Н.П. Курбатським змінюється, як правило, в межах від 470 до 560%. Тому підстилка всихає значно повільніше, ніж надґрунтовий покрив, і лише в дуже суху пору року досягає мінімального значення – 14 % [17]. Питання піролізу торфуги вперше обговорювалося в роботі І.Л. Фарберова (1966) [22], де представлена величина енергії активації цієї реакції  $E = 35,1$  кДж/моль. На основі дослідження горіння верхніх торфових шарів лісового ґрунту було встановлено, що процес розповсюдження торфяної пожежі в основному визначається горінням коксу – конденсованого продукту піролізу торфуги.

Механізм згорання торфуги при ґрунтових (підземних пожежах) досліджено також в роботі Конєва Е.В. [14]. У ній стверджується, що шар рихлого реагуючого середовища (торфуги з малим ступенем розкладу) горить в безполуменовому режимі. Окремі частинки шару (стеблинки моху та інших рослин) стикаються один з одним лише в окремих ділянках. При цьому загальна структура зберігається і шар середовища, що реагує згорає як цілий шматок, покриваючись зверху золою.

При виході торфяної пожежі на поверхню на заліснених ділянках виникають лісові низові пожежі, які, заглиблюючись, переходять знову в підземні. На не осушеному та осушеному мережею відкритих канав ділянках, наприклад, сфагнового болота, рівень ґрунтових вод знижується відповідно з 10 (45) см до 55 (75) см в кінці вересня. Вологість

грунтового горизонту 0-10 см на осушеному торфовищі значно менше, ніж на не осушеному, а також в 1,5-2,1 рази менше підстилаючих його ґрунтових горизонтів 10-20 і 20-30 см. На початку осені рівень ґрунтових вод значно знижується і вологість торфугу опускається нижче за межу його горючості в середині липня на не осушеному болоті та в кінці червня на осушеному. Якщо пожежа виникла від загоряння надґрунтового покриву, то можливе заглиблення вогню в органічний шар ґрунту відразу в кількох місцях [5-7].

Торфові пожежі завдають величезної шкоди лісу: знищується органіка ґрунту, згорає коріння дерев тощо. Горіння ґрунту виявляють по виділенню чадного газу синюватого відтінку, що пов'язане з наявністю в газі домішки найдрібніших димових частинок [12]. Торфові пожежі відносяться до ґрунтових (підземних) і мають на відміну від лісових верхових і низинних пожеж повільніше, але стійкіше розповсюдженням горіння. В результаті торфової пожежі гине до 70% деревостану, але вони частково позитивно впливають на родючість болотних ґрунтів. Зокрема, пройдені пожежами шари торфугу містять в середньому в два рази більше зольних речовин і мають кращу структуру, що активізує їх освоєння коріннями рослин. Сосняки після пожежі відрізняються кращими морфометричними параметрами і продуктивністю. У подальших генераціях, у міру втрати зв'язку кореневих систем дерев з пожежними прошарками, ці властивості поступово втрачаються [2].

Як правило, торфові пожежі не надають довготривалої і необоротної дії на болотні екосистеми. Аналіз рослинних залишків в торфах свідчить, що відновлення еволюційного дрейфу болотних екосистем відбувається, залежно від інтенсивності та виду пожежі, через 200-600 років, при істотному подовженні лісових стадій їх розвитку [2,7]. Виняток становлять невеликі за площею торфові болота і заболочені ділянки. Вони можуть вигоряти практично повністю, відновлювались лише в сприятливих для болотоутворення кліматичні періоди. У результаті згорання корневих залишків поверхня ґрунту стає нерівною з утворенням поглиблень в місцях розповсюдження кореневої маси і гетерогенної структури, представленою сухою сумішшю попелу з частинками рослинних матеріалів, що обвуглилися.

На осушених торфових полях пожежі викликають тотальне вигорання торфугу від поверхні до мінерального дна. Сучасні пожежі на осушених торфових ґрунтах обумовлені не тільки літньою засухою, але, головним чином, втратою можливості двостороннього регулювання рівня ґрунтових вод на осушувальних системах.

Торфові пожежі можуть виникати незалежно від лісових: у районах торфорозробок і торфових боліт. Горіння проникає у більш глибокі шари торфугу і цьому сприяє наявність у ґрунті коріння, повітряних камер. Вогню на поверхні ґрунту при підземних пожежах немає, лише інколи він пробивається з-під землі, але швидко зникає, виділяється тільки дим, який стелиться. На такі пожежі не впливають ні вітер, ні добові зміни погоди. Вони можуть тягнутися місяцями і в дощ, і в сніг. Торф містить до 25 % бітумів. Під час пожежі вони зосереджуються біля поверхні, що горить, і при її охолодженні водою цементують частинки вугілля. Як наслідок, виникає водонепроникний шар, під яким залишається тління, що можливе при невисокому вмісті кисню в повітрі. Це явище утруднює гасіння торфових пожеж, оскільки вода не може проникнути до осередку пожежі. Небезпека торфових пожеж у тому, що в процесі горіння утворюються порожнини (часто з жаром) у вигорілому торфі, в які можуть провалюватися люди, тварини і техніка. Фронт вогню переміщується з найбільшою швидкістю в напрямку вітру і з меншою у боки проти вітру. При завихреннях іскри вогонь може перекидатися на 100-150 м. Верхові пожежі знищують рослинність і верхні шари торфовища. Особливостями постпірогенних сукцесій є розвиток стійких, конкурентоспроможних лісо-болотних домінантів і едифікаторів.

На низинних болотах у перші роки з'являються найчастіше рудеральні види. Потім через 2-4 роки формується куничниково-очеретова постпірогенна стадія, що змінюється вербово-очеретяно-осоковою і вербово-осоковою. На 12-16 рік утворюються вільхово-березово-осокові і березово-вербово-осокові лісо-болотні ценози. Повний цикл постпірогенних сукцесій завершується на 20-25 рік, коли утворюється зімкнутий деревостан

з численними флористичними і ценотичними особливостями, що характеризують різні шляхи постпірогенних змін.

Протипожежні, агротехнічні, профілактичні заходи. На основі даних прогнозу проводять пожежно-профілактичні заходи, спрямовані на повне або часткове усунення причин виникнення і розвитку пожеж, а також на створення умов, необхідних для успішної їх ліквідації і проведення рятувальних робіт. Основними з них є такі: 1. Створення протипожежних бар'єрів у найбільш небезпечних ділянках лісу, смуг по його межах (шириною до 4 м), насадження на узліссі дерев листяних порід шириною 25-50 м; 2. У місцях, де є небезпека торфових (грунтових) пожеж, улаштування захисних канав глибиною до мінерального шару або на 0,5 м нижче рівня ґрунтових вод і шириною дна до 1 м; 3. Підготовка природних водойм, заглиблення або створення загат, майданчиків для пожежних насосів, прокладання шляхів до них; 4. Санітарна рубка, прибирання сушняку, бурелому тощо; 5. Наземне і повітряне патрулювання (контроль) лісових масивів; 6. Заглиблення у землю або обвалування місткостей з горючими рідинами, віднесення на безпечну відстань тимчасових складів, розміщення бензовозів, бензозаправників окремо від іншої техніки і, як правило, в укриттях; 7. Оснащення об'єктів сучасною високоефективною технікою, обладнанням, інвентарем і пристосування іншої техніки для гасіння пожеж, утримання їх у постійній готовності, навчання протипожежних формувань і всього населення заходам боротьби з пожежами; 8. Підвищення відповідальності посадових осіб і всього населення за порушення правил пожежної безпеки на об'єктах; проведення роз'яснювальної роботи про дотримання правил пожежної безпеки, організація лекцій, бесід, доповідей, виставок, екскурсій тощо.

Систематичне дотримання цих заходів дасть змогу максимально запобігти виникненню і поширенню пожеж, підвищити протипожежну безпеку об'єктів. Профілактичні заходи поділяються на два види: запобігання виникненню осередків горіння у лісі (запобіжні заходи) і обмеження поширення вогню по площі та захист цінних ділянок лісу від проникнення в них вогню (обмежувальні заходи). Заходи, спрямовані на виявлення і гасіння пожеж, поділяються на: дозорно-сторожові, які забезпечують прогнозування пожежної небезпеки в лісі за даними погоди, своєчасне виявлення виникнення осередків горіння і оповіщення про них служб пожежогасіння; гасіння осередків пожеж, що виникли, на початковій стадії їх розвитку.

До протипожежних заходів належать і роботи, спрямовані на ліквідацію наслідків пожеж (вирубка згарищ, боротьба зі шкідниками і хворобами у пошкоджених пожежею насадженнях), оскільки від виконання цих робіт залежать стан лісів та клас їх природної пожежної небезпеки. Перед початком ліквідації пожежі керівник проводить попереднє оцінювання пожежної обстановки і визначає ділянки найбільш швидкого поширення вогню; можливі рубежі локалізації лісової пожежі; пожежну обстановку на маршрутах руху пожежних формувань; можливість загорання населених пунктів (об'єктів), розміщення у лісових масивах; наявність загрози людям, які знаходяться у лісі, сільськогосподарським тваринам, цінній техніці; наявність і характеристику водних джерел; потребу в силах і засобах, необхідних для гасіння пожежі. Після отримання завдання командир формування організує пересування особового складу і техніки до ділянки пожежі. Для уточнення обстановки на маршруті руху і в районі пожежі командир формування висилає розвідку зі складу свого формування, яка повинна уточнити характер пожежі, рубежі та напрямок поширення вогню, можливі місця улаштування загороджувальних опорних смуг, наявність і стан вододжерел, можливість їх використання, під'їзні шляхи до них, шляхи виведення і способи рятування людей, які знаходяться в зоні пожежі. На підході до району пожежі командир формування залежно від одержаного завдання, на основі даних розвідки й особистого спостереження визначає заходи і порядок дій під час гасіння пожежі, дає завдання кожному підрозділу, вказує на характер і напрямок поширення пожежі, місце відпочинку, пункт харчування, заходи безпеки. У локалізації і гасінні пожежі можуть брати участь, як самотійно, так і разом, формування цивільного захисту загального призначення,

лісопожежні, протипожежні формування, а також населення. Для організації взаємодії при виконанні завдання об'єднаними силами необхідно визначити порядок підтримання зв'язку і взаємної інформації, узгодити способи локалізації і гасіння пожежі, уточнити порядок застосування пожежної техніки, використання вододжерел, матеріального та технічного забезпечення. Успіх дії формувань при гасінні та локалізації лісових пожеж залежить від того, як особовий склад підготовлений до боротьби з лісовою пожежею. Для перевірки готовності формувань цивільного захисту, а також інших загонів до боротьби з пожежами необхідно проводити практичні заняття і тренувальні навчання. Органи лісового господарства, протипожежної служби, органи управління цивільного захисту розробляють єдиний план заходів з розрахунком залучення всіх сил і засобів для боротьби з пожежею. Пожежі можуть виникнути і від самозаймання торфу. Підземні (торфові) пожежі бувають у лісах з могутніми торф'яними ґрунтами. Торф вигорає на глибину висохлого шару. Їдкий і ядушливий дим і запах палаючого торфу розноситься на значну відстань. Така пожежа важко помітити, тому що торф жевріє. Температура тління досягає 500 °С, полум'я не показується назовні, а поширюється під шаром моху, і якщо необережно встати на такий оманний моховий покрив, то можна провалитися у вогонь і загинути.

Провідну роль у захисті від пірогенної деградації мають профілактичні заходи. На стадії проектування осушених торфових ґрунтів повинні бути передбачені заходи щодо їх захисту від всіх видів деградації. Вітчизняна і зарубіжна практика виробила достатньо ефективну і надійну систему заходів, які можуть захистити торфові ґрунти від шкідливих деградаційних змін. Для профілактичних заходів має бути передбачено: 1) Використання торфових ґрунтів як лучних угідь або в травопільних сівоzmінах із великою перевагою полів трав; 2) Двостороннє регулювання рівнів ґрунтових вод і стабільна підтримка лучного типу водного режиму в профілі осушених торфових ґрунтів; 3) Систематичне внесення органічних і мінеральних добрив із метою підтримки високого рівня родючості ґрунтів і накопичення значної маси свіжого перегною за рахунок кореневих систем рослин, заорювання соломи і пожнивних решток; 4) Проведення піскування і глинування для збільшення вмісту мінеральної частини торфу і підвищення його зольності.

Російськими вченими Ф.Р. Зайдельманом, А.П. Шваровим упродовж 15 років проводились експериментальні і польові дослідження, присвячені способам захисту торфових ґрунтів від пірогенних явищ [10]. Найбільшу увагу вчені надавали вивченню поверхневих шарів охристого попелу та вмісту в ньому мікроелементів. Первинне окультурення пірогенних ділянок повинно здійснюватися в комплексі з реконструкцією осушувальних систем, а також культурно-технічними роботами. Період окультурення залежить від товщини залишкового шару торфу, типу торфового масиву, запасів основних елементів живлення рослин тощо. Поверхнева пірогенна деградація торфових ґрунтів відбувається під час їх заболочування напірними водами, а також під час формування органогенних ґрунтів на глибоких торфових покладах в умовах залягання ґрунтових вод вище їх нижньої межі. Нестійкий водний режим зумовлює несприятливий тепловий режим. Є різкі коливання температури упродовж вегетаційного періоду. На поверхні фіксуються заморозки. Весною торфові ґрунти розмерзаються на 10–15 днів пізніше [16]. Згоряння осушених торфових ґрунтів необхідно розглядати як екологічну кризу, оскільки під час цього відбувається часткове або повне вигорання органічної речовини торфу і повністю знищується ґрунтовий покрив. Основною причиною є відсутність або недостатність регулювання рівнів ґрунтових вод на польдерних системах, що зумовлює відокремлення капілярного прошарку від торфового покладу. Не менш важливою причиною виникнення пожеж є відсутність адекватної культури землеробства на осушених торфових ґрунтах. Пожежі на торфовищах можуть спричинюватися також великим відсотком просапних культур за відсутності лучного періоду в сівоzmінах із високим насиченням їх багаторічними травами. Ці заходи необхідні і достатні для захисту природних і поверхнево-пірогенно-деградованих ґрунтів, на яких не потрібно проводити рекультивацію, тобто достатньо технічних заходів для перемішування поверхневого попелу, родючого шару із залягаючими

глибше горизонтами торфу в процесі їх агротехнічної обробки та розрівнювання поверхні з подальшим залуженням і використанням під лучні угіддя. За наявності пірогенних утворень, у профілі яких повністю вигорів торф, необхідно здійснювати глибоку рекультивацію, що є обов'язковою умовою їх ефективного використання в аграрному виробництві.

Прогнозування торфових пожеж – це визначення вірогідності виникнення розростання лісових і торфових пожеж в часі й просторі на основі аналізу даних моніторингу лісових пожеж. Початковими даними для прогнозування, появи джерела вражаючих чинників виникнення лісової та торфової пожежі є: клас пожежної небезпеки в лісі за умовами погоди; місцеположення і площа ділянок лісового фонду I-III класів пожежної небезпеки або ділянок різних класів пожежної небезпеки, де в даний час лісові горючі матеріали можуть горіти при появі джерела вогню; дані про рельєф місцевості (рівнина, плато, плоскогір'я, нагір'я, гори, горби, сопки, улоговини, яри); наявність потенційних джерел вогню в перерахованих ділянках лісового фонду, де в даний час лісові горючі матеріали можуть горіти при появі джерела вогню; дані про грозову діяльність [1, 3, 4, 11, 22]. Ступінь пожежної небезпеки визначається за комплексним показником В.Г. Нестерова, який обчислюється на основі даних про температуру повітря, точки роси і кількості опадів [13].

Визначальними параметрами розвитку пожежі на великій площі є середня лінійна швидкість його розповсюдження в переважаючому напрямі і швидкість вигорання матеріалів залежно від швидкості приземного вітру при певній вологості матеріалів. Зазвичай для розрахунків приймають середнє значення їх вологості залежно від відносної вологості повітря. На основі аналізу параметрів пожеж на великих площах отримана формула визначення лінійної швидкості розповсюдження пожежі за умови, що його фронт вже сформувався і займає 5–6 м (час від початку пожежі 10 хв) [7]:

$$V_{л} = 0,55 \cdot V_{0,7}, \text{ де } V - \text{швидкість вітру, м/с}$$

Лінійну швидкість розповсюдження пожежі до напрямку вітру розраховують залежно від його швидкості (фланговий розвиток пожежі):  $V_{фл} = 0,488 \cdot V_{0,37}$ . Середню лінійну швидкість розповсюдження фронту пожежі при вітрі розраховують:  $V = 3,333 K_2 \cdot C \cdot V_n$  ( $0 < K_2 < 0,9$ ),  $K_2$  – щільність розподілу горючих матеріалів. Залежність коефіцієнтів  $N$  і  $C$  від тривалості пожежі (часу розвитку з моменту виникнення) при 0,5–20 м/с

У польових умовах горіння торфу відбувається на поверхні розстилання або караванів з повільним поглибленням в поклад або караван. Якщо вітру немає або він слабкий, торф горить повільно. Проте вже при швидкості вітру більше 3 м/с частинки торфу, що горять, переносяться по напрямку вітру на значні відстані. Лінійна швидкість розповсюдження горіння, м/с, і дальність перекидання частинок, що горять, м, визначаються за формулами (для фрезерного торфу вологістю до 31% і швидкості вітру від 4 до 14 м/с):

$$V_{л} = \frac{(V - 2,5)^2}{8,88}; \quad L = \frac{(V_{л} - 4)^2}{4}$$

Визначення лінійної швидкості розповсюдження горіння за напрямом вітру:

$$V_{л} = \frac{V - 4}{24,6}$$

Підсумкову формулу пірогенної загрози можна представити:

$$P_{ij} = \{ [P_{ij}(A) P_{ij}(ЛП/А) + P_{ij}(M) P_{ij}(ЛП/М)] P_{ij}(C) \} \cdot P_{ij}$$

де  $P_{ij}(C)$  – вірогідність лісових пожеж для певного значення величини природній пожежній небезпеці [1, 3, 4, 11, 22], антропогенне навантаження  $P_{ij}(A)$ , вірогідність виникнення лісової пожежі від антропогенного навантаження  $P_{ij}(ЛП/А)$ , кількість блискавичних розрядів на одиницю площі лісової території  $P_{ij}(M)$  і вірогідність виникнення лісової пожежі від сухих гроз для даної лісової території  $P_{ij}(ЛП/М)$  – за даними Андреева Ю.А., Гришина А.М. і Franklin R. [1, 2, 7, 8, 23];  $P_{ij}$  – сумарний збиток від лісової пожежі.

На території Полісся більшість пірогенних змін саме антропогенного походження, рідше природних. Тому вони відносяться до природно-антропогенних змін, протікають з елементами сингенезу і ендоекогенезу і призводять до відновлення вихідних лісо-болотних угруповань. Сукцесії залежать від типу та сили пожежі, лісистості, типу боліт тощо. При низових пожежах едафічні умови змінюються менше, ніж рослинність. Цілком або частково знищується трав'яно-чагарничковий і моховий покрив. Синузії мохів зберігаються лише по драговинах. Перші стадії демуації на перехідних і верхових болотах представляють сосново-політрихові угруповання. Однією з характерних постпірогенних змін на болотах є утворення суцільних заростей берези пухнастої, верб зі слабо виявленим осоково-злаковим покривом. Місцями зростає роль фітоугруповань молінії голубої. На 10-15 (20) рік постпірогенні лісо-болотні стадії демуації стабілізуються і майже цілком відновлюються сосново-сфагнові, сосново-чагарниково-сфагнові і сосново-пухівково-сфагнові угруповання, що утворюють заключні стадії.

Перспективи запобігання торфових пожеж. Враховуючи особливості розвитку торфових пожеж можна зробити висновок, що не всі осушені торфовища та заболочені землі треба обводнювати: зокрема не вимагається обводнення там, де ведуться або в близькому часі (через рік-два) передбачаються торфорозробки. Серед заходів для запобігання і ліквідації спалаху торфовищ і торфових ґрунтів можна виділити наступні: обводнення земель та рекультивация вироблених торфовищ. Найбільш високу ефективність для зниження пожежонебезпечності забезпечує затоплення торфовищ до рівня, що існував до його осушення з відновленням процесу торфоутворення. Достатньо високу ефективність зниження пожежонебезпечності забезпечує також технологія двостороннього регулювання рівня ґрунтових вод за допомогою системи каналів, пов'язаних з відкритою або підземною мережею [2, 4–7, 9, 12–14, 17]. Для захисту вказаних систем від спалаху рекомендується: на землях сільськогосподарського призначення використовувати меліоративну відкриту регулюючу мережу та на землях лісового господарства – лісоосушувальні системи.

На вироблених торфовищах, для забезпечення пожежної безпеки необхідні: підтримка в робочому стані осушувальної системи, що існувала при розробці торфового родовища; підтримка вологості торфу на рівні вище 50%; при рекультивации земель – посів трав для створення сінокосів або посадки лісу (переважно змішаного); розчищення і поглиблення існуючих ставків на вироблених картах.

Торфові пожежі призводять до значних економічних збитків, які пов'язані з втратою деревини, пожежегасінням, погіршують санітарну обстановку в прилягаючих населених пунктах, є джерелом викидів вуглекислого газу в атмосферу, призводять до деградації ландшафтної, біотичної різноманітності, відбуваються пірогенно обумовленні сукцесії, знижується продуктивність фітоценозів, зріджується деревостан, втрачаються екотопи ґрунтових безхребетних, дрібних комах, рептилій, амфібій, птахів.

Нажаль, досі не розроблені методичні рекомендації з попередження, гасіння, реабілітації торфових пожеж, які мають свою специфіку і дуже відрізняються від лісових. Мається на увазі комплексні наукові обґрунтування, які були б обговорені з профільними лабораторіями що вивчають торфовища і болота, а також із торфодобувними, сільськогосподарськими, лісогосподарськими підприємствами. Доцільно було б їх узгодити з Національною академією аграрних наук України, Державним агентством лісових ресурсів України, Концерном «Укрторф» та Державною службою з надзвичайних ситуацій України. Важливим аспектом є проведення кадастру всіх осушених торфовищ, які є особливо небезпечними, пірогенними осередками, розробка системи попереджувальних протипожежних заходів. В перспективі необхідно також розробити довготермінову загальнодержавну Програму щодо попередження та ліквідації торфових пожеж, затвердити її на офіційному рівні Постановою Кабінету Міністрів України, Дорученнями профільних Міністерств і відомств, та погодити Стратегію реалізації поставлених завдань Програми.

## БІБЛІОГРАФІЯ

1. Андреев Ю.А. Социально-психологические аспекты рекреационных посещений леса и возникновение пожаров // Ю.А. Андреев, Г.Ф. Ларченко // Лесные пожары и борьба с ними. – М.: ВНИИ ПО, 1987. – С. 251-263.
2. Андреев Ю.А. Влияние антропогенных и природных факторов на возникновение пожаров в лесах и населенных пунктах. Автореф. дис. ... док. техн. наук. – М., 2003. – 45 с
3. Воробьев Ю.Л. Лесные пожары на территории России. /Ю.Л. Воробьев, В.А. Акимов, Ю.И. Соколов; под ред. Ю.Л. Воробьева. – М.: ДЭКС ПРЕСС, 2004. – 312 с.
4. Вонский С.М. Определение природной пожарной опасности в лесу // Методические рекомендации. – Л.: ЛенНИИЛХ, 1981. – 52 с.
5. Гришин А.М. Моделирование и прогноз экологических катастроф // Экологические системы и приборы. 2001. №2. – С. 12 -21.
6. Гришин А.М. Физика лесных пожаров. – Томск: ТГУ, 1994. – 218 с.
7. Гришин, А.М. Математическое моделирование лесных пожаров и новые способы борьбы с ними. – Новосибирск: Наука. Сиб. отд, 1992. – 408 с.
8. Гундар С.В. Об энергетическом балансе беспламенного горения органической части почвы при лесных пожарах // Вопросы лесной пирологии. Красноярск, 1974. – С. 74 – 82.
9. Гундар С.В. О газообмене при почвенных пожарах // Проблемы лесной пирологии: Сб. статей. Красноярск: Институт леса и древесины им. В.Н. Сукачева СО АН СССР, 1974. – С. 137 – 146.
10. Зайдельман Ф.Р. Пирогенная и гидротермичная деградация торфяных почв, их агроэкология, песчаные культуры земледелия, рекультивация / Ф.Р. Зайдельман, А.П. Шваров. – М. : Изд-во МГУ, 2002. – 200 с.
11. Зайченко О.В. Разработка методов оценки воздействия лесного пожара на воздушную среду населенных территорий. Автореф. дис. ... канд. техн. наук. – Владивосток, 2005. – 19 с.
12. Исаева Л.К. Экологические последствия лесных и торфяных пожаров 2002 г. в Московской области / Л.К. Исаева, С.В. Соловьев, А.Г. Власов, А.В. Подгрушный, Н.Я. Трифонов, К.В. Креслов, А.В. Сычев, А.В. Панов // Природные пожары: возникновение, распространение, тушение и экологические последствия: Материалы 5-й Междунар. конференции. – Томск, 2003. – 250 с.
13. Нестеров В.Г. Горимость леса и методы ее определения. – М.: Гослесбум, 1949. – 76 с.
14. Конев Е.В. Физические основы горения растительных материалов. Новосибирск: Наука, 2007. – 239 с.
15. Коровин Г.Н. Основные направления развития и совершенствования системы оценки и прогноза пожарной опасности / Г.Н. Коровин, В.Д. Покрывайло, З.М. Гришман, В.М. Латыпин, И.Ф. Самусенко // Лесные пожары и борьба с ними – Л.: НИИЛХ, 1986. – С. 18-31.
16. Колошко Л.К., Васюк Л.В., Білокурець Н.П. Екологічні аспекти пошкоджених пожежею торфових ґрунтів // Природа Зх. Полісся і прил. терит. – Луцьк: «Вежа», 2009. – С. 63-72.
17. Курбатский Н.П. Исследование количества и свойств лесных горючих материалов // Вопросы лесной пирологии. – Красноярск: ИЛиД СО АН СССР, 1990. – С. 3 – 5.
18. Международная Конвенция ООН «Об оценке воздействия на окружающую среду в трансграничном контексте». – Финляндия: Хельсинки, 1991. – 37 с.
19. Рекомендації по використанню осушених торфяно-болотних ґрунтів. – К., 1965. – 50 с.
20. Руководство по практическому применению Конвенции ЭСПОО, Хельсинки, 2003, 180 с.
21. Телицын Г.П. Лесные пожары, их предупреждение и тушение. – Хабаровск: Даль НИИЛХ, 1988. – 94 с.
22. Фарберов И.Л. О процессах пиролиза // Теоретический и окислительный пиролиз топлив и высокополимерных материалов: Сб. статей. М.: Наука, 1996. – С. 3 – 8.
23. Smeyer, Franklin R. Model for the prediction of lightning-consed forest fires // Milwaukee Symp. Autamat Contr. Milwaukes. Wiac, 1974. New York, P. 203-208.



## ИЗМЕНЕНИЕ ПРОДУКТИВНОСТИ БОЛОТНЫХ СОСНЯКОВ В РАЗНЫХ ТАЁЖНЫХ ПОДЗОНАХ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ

*Коронатова Н.Г.*

Институт почвоведения и агрохимии СО РАН, Россия, г. Новосибирск  
coronat@mail.ru

Западная Сибирь является уникальным регионом, заболоченность которого составляет в среднем 50%, а в некоторых районах достигает 75% [1]. Поэтому важно изучать роль западносибирских болот в глобальном цикле углерода. Интенсивность поступления углерода в экосистему характеризуется величиной чистой первичной продукции (NPP), первичная продукция и запасы фитомассы вместе представляют продуктивность экосистемы [5; 6]. На западносибирских болотах более интенсивно изучается продуктивность мхов, трав и кустарничков [3; 4 и пр.], а продуктивность древесного яруса изучена в меньшей степени, и такие данные можно найти в немногих работах [7; 2]. Причина заключается в том, что для оценки запасов и первичной продукции болотных древостоев необходимо применять методики, которые отличаются от тех, что используются для мохового и травяно-кустарничкового ярусов. Заметим также, что западносибирские болотные древостои обладают чрезвычайно низкими таксационными характеристиками и не представляют практического интереса для промышленного использования, в связи с чем оценка их продуктивности не попала в сферу интересов специалистов по лесному хозяйству. Однако, болотные леса могут вносить существенный вклад в общую продуктивность болот. Поэтому целью нашего исследования было получить количественные данные по запасам разных фракций и чистой первичной продукции сосняков верховых болот в разных таёжных подзонах Западной Сибири.

*Таблица 1. Характеристика древостоев на ключевых участках*

Подзона	Название болота	Экосистема	Численность сосен, тыс.шт/га	Численность кедров, тыс.шт/га	Численность сухостоя, тыс.шт/га	Средняя высота сосен, см	Средний диаметр сосен, мм
Южная тайга	Бакчарское	рям	11.1	0.1	1.0	110	22
		гряды	20.3	0.6	1.7	80	19
Средняя тайга	Чистое	рям	1.9	2.4	0.4	180	33
	Федоровское	рям	8.5	0.8	0.6	110	27
	Болото 1	гряды	7.6	0.2	1.8	100	23
	Мухрино	рям	28.7	2.0	1.5	100	14
		гряды	13.0	2.0	1.7	110	25
Северная тайга	Пограничное	рям	4.2	0	0.3	90	18
	Западно-Ноябрьское	рям	6.2	0.2	0.8	90	18
		гряды	2.5	1.7	0.5	140	30

Исследование проводили на выпуклых олиготрофных (сфагновых) болотах южной, средней и северной тайги (табл. 1). Деревья на болотах выживают на наиболее дренированных участках – повышенных микроландшафтах, к которым относятся рямы и гряды грядово-мочажинных и грядово-озерковых комплексов. Основной породой, формирующей древостой болот, является сосна обыкновенная *Pinus sylvestris* L., также в небольшом количестве почти всегда присутствует кедр (сосна сибирская *Pinus sibirica* Du Tour). Значительная доля кедра в составе древостоев была отмечена только на двух

ключевых участках – на Чистом болоте и грядах Западно-Ноябрьского болота, где их средняя высота была 64 и 26 см, средний диаметр 17 и 4 мм, соответственно, а вклад в формирование продуктивности болотных древостоев невелик. Поэтому в данной работе будут рассматриваться только запасы и продукция сосен. Фитоценозы рямов и гряд были сходны – сосново-кустарничково-сфагновые.

Имеющиеся методики определения продуктивности лесов не вполне подходили для болотных сосняков в связи с карликовостью деревьев. Так, в лесоведении принято измерять диаметр ствола на уровне груди, а на наших болотах не все взрослые деревья достигали такой высоты. Также в лесоведении принято измерять диаметр ствола по 2-см ступеням толщины, что нельзя было применять для болотных форм сосен, средний диаметр которых был не более 3 см. Поэтому диаметр ствола измеряли на уровне мохового покрова с точностью до миллиметра, а высоту – с точностью до сантиметра. Размер учётной площадки был сокращён на рямках до 100 м<sup>2</sup>, где насчитывалось от 40 до 300 деревьев. На грядах, имеющих небольшой размер и вытянутую форму, измеряли их площадь, которая варьировалась от 14 до 93 м<sup>2</sup>. Число учётных площадок в каждой экосистеме было 1-2, а на грядах Бакчарского болота - 4. На площадке учитывали все деревья, их высоту, диаметр и возраст, а также отбирали по 5-8 модельных экземпляров высотой от 25 до 250 см, включая погруженный в моховой очес ствол. Работу проводили в конце августа или сентябре, когда вегетация заканчивается. В лаборатории модельные деревья разбирали на фракции хвои, побегов и ствола. Хвою и побеги в свою очередь делили на прирост текущего года и приросты предыдущих лет. Фракции высушивали и взвешивали.

Фитомассу разных фракций аппроксимировали степенными уравнениями для деревьев с диаметром ствола менее 25 мм и полиномиальными уравнениями для деревьев с большим диаметром. Достоверность аппроксимации была не менее 0.75, и в среднем 0.88. Достоверность аппроксимации запаса мортмассы, включающей сухие ветки и хвою, была низка и её наиболее высокие значения (0.55-0.85) были получены при использовании линейных зависимостей. Уравнения зависимости для каждой фракции были подобраны отдельно для сосен из разных таёжных подзон. Основанием для этого послужило выявление статистически достоверной разницы между модельными деревьями, отобранными в южной, средней и северной тайге при применении дискриминантного анализа данных. Количество модельных деревьев, по количественным параметрам которых строили регрессионные зависимости, было по 19 в южной и северной тайге и 39 в средней тайге. Надземную чистую первичную продукцию определяли как сумму запасов фотосинтезирующей фитомассы (хвои) текущего года и побегов текущего года.

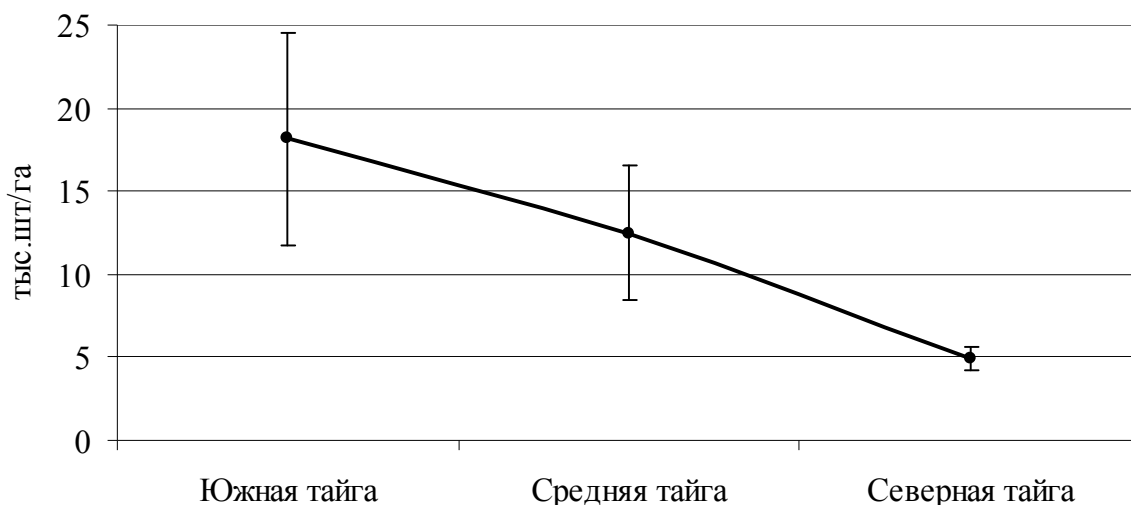


Рисунок 1. Средние значения численности болотных сосняков в разных таёжных подзонах.

Как следует из таблицы 1, численность болотных древостоев значительно варьируется. Более того, на одном ключевом участке численность могла изменяться в несколько раз на разных учётных площадках. В то же время, при усреднении значений численности для разных подзон, была получена почти линейная кривая снижения величины этого параметра с юга на север (рис. 1). В том же направлении снижалось варьирование полученных значений.

Наиболее многочисленной группой являлись деревья в возрасте от 20 до 60 лет (40-60%), численность более старых деревьев снижалась, и столетние экземпляры встречались редко. Доля подроста возрастом до 20 лет была высока на всех учётных площадках (40%).

Запасы зелёной фитомассы, надземных одревесневших частей и ствола под моховым покровом, рассчитанные на единицу площади, как и численность, снижались от южной тайги к северной (рис. 2). Варьирование полученных значений было также наибольшим для южнотаёжных сосняков и наименьшим – для северотаёжных. На верховых болотах южной тайги у деревьев масса ствола, погружённого в моховой очёс, была равна массе надземной части ствола с ветвями. В средней и северной тайге запас ствола под моховым покровом резко снизился, а надземные одревесневшие части стали преобладать над подземными. Учитывая, что высота деревьев, растущих во всех зонах, была сходна, это может свидетельствовать о более глубоком погружении стволов в моховой покров в южнотаёжных болотах и, следовательно, о более низком стоянии болотных вод и большей дренированности этих экосистем по сравнению со среднетаёжными и северотаёжными. Среднее значение величины чистой надземной продукции было в южной тайге 67, и резко снизилось в средней тайге до 19 и в северной – до 6 г/м<sup>2</sup> в год.

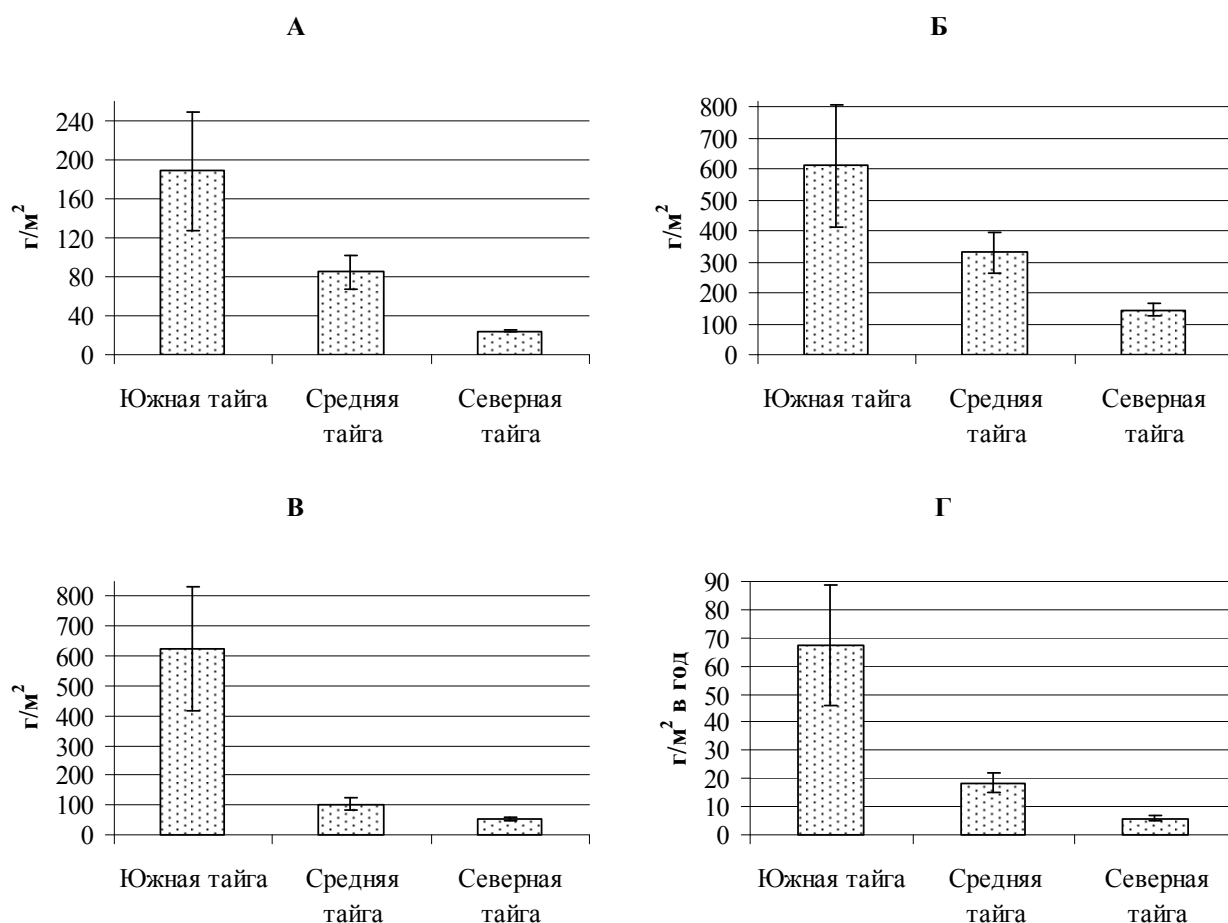


Рисунок 2. Изменение средних значений разных параметров продуктивности болотных сосняков в зависимости от таёжной подзоны: А – запас зелёной фитомассы, Б – запас надземных одревесневших частей, В – запас стволов под моховым покровом, Г – надземная первичная продукция.

Вклад древостоев в общий запас живой надземной и фотосинтезирующей фитомассы составил 25-70% в южной тайге, 35-50% в средней тайге и менее 20% в северной тайге. В отличие от запасов фитомассы, вклад продукции сосняков в общую первичную продукцию болот оказался низким: около 5% в южной и средней тайге и около 1% в северной тайге.

Запасы разных фракций зависят от численности древостоя: Коэффициент корреляции численности с фотосинтезирующей фитомассой составил 0.706, с нефотосинтезирующей фитомассой – 0.709, с надземной продукцией – 0.680.

Отношения запасов и время оборота вещества, которое рассчитывается как отношение запаса фитомассы к продукции [6], позволяют исключить влияние численности древостоев на рассчитанные величины и дают возможность выяснить влияние географической широты (тайжной подзоны) на полученные продукционные характеристики (табл. 2). Эти расчёты показали, что с юга на север происходит снижение доли зелёной фитомассы, а значит, и снижение первичной продукции болотных древостоев. Также к северу увеличивается время, за которое происходит оборот вещества в сосновом древостое, а следовательно, скорость круговорота углерода в древесном ярусе замедляется от юга к северу.

Таблица 2. Отношения запасов и время оборота вещества по подзонам

Подзона	Фотосинтезирующая фитомасса / нефотосинтезирующая фитомасса	Время оборота вещества, год
Южная тайга	0.31	13-16
Средняя тайга	0.25	20-24
Северная тайга	0.17	28-29

Другим способом оценки продукционного потенциала болотных сосен, позволяющим избежать влияния численности древостоя, был расчёт запасов и продукции для среднего дерева в каждой подзоне. Выяснилось, что общий запас фитомассы среднего дерева мало изменялся по подзонам и был наибольшим в средней тайге, здесь же был максимален запас надземной фитомассы, включая фотосинтезирующую (рис. 3А). Максимальное значение надземной первичной продукции было у южнотаёжного среднего дерева и сходно со среднетаёжным показателем; достоверное снижение продукции показано для северотаёжной средней сосны (рис. 3Б). Таким образом, анализ значений запасов фитомассы средних деревьев не выявил связи с широтным градиентом, в то время как их надземная первичная продукция снижалась к северу.

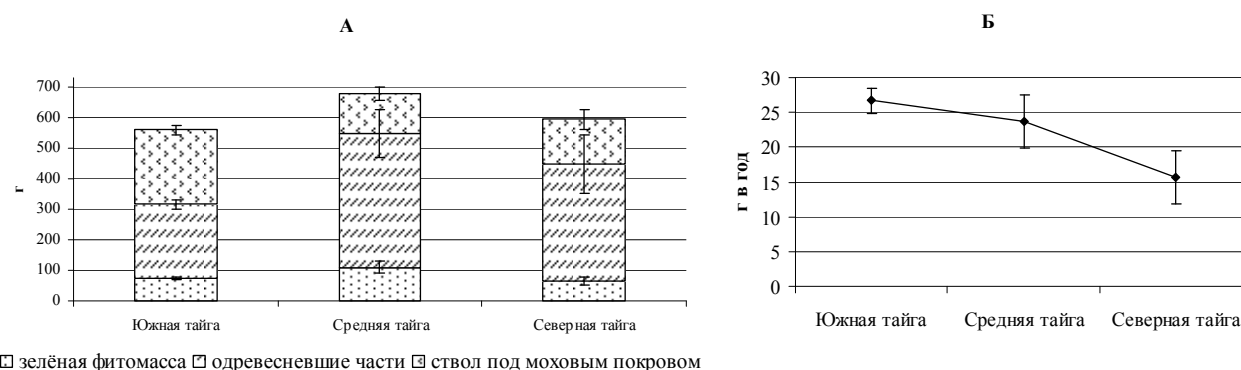


Рисунок 3. Параметры продуктивности среднего дерева на олиготрофных болотах в зависимости от тайжной подзоны: А – запасы зелёной фитомассы и одревесневших частей выше и ниже мохового покрова, Б – продукция.

Итак, сосны на верховых западносибирских болотах разных тайжных подзон имеют сходный габитус, поскольку находятся в сходных экологических условиях: постоянное обводнение и недостаток элементов минерального питания растений угнетают рост и

обуславлюють карликовость деревьев. Поэтому значения запасов и продукции сосняков находятся в прямой зависимости от численности древостоев. В то же время резкое снижение запасов подземной одревесневшей фитомассы и первичной продукции при почти линейном уменьшении численности говорят о климатическом влиянии на данные параметры. Снижение интенсивности продукции органического вещества от южной тайги к северной показано также для средних деревьев. Однако не было найдено связи между запасами фитомассы средних деревьев и географической широтой. Видимо, на значения запасов фитомассы влияют локальные экологические условия и, возможно, возраст деревьев. Расчёт отношений запасов разных фракций фитомассы и времени оборота вещества позволяет выявить влияние географической широты на параметры продуктивности сообществ болотных сосняков: к северной тайге снижается доля быстро обновляющейся фотосинтезирующей фитомассы, увеличивается доля одревесневших частей, в которых на десятилетия депонируется углерод, увеличивается время оборота вещества и снижается скорость круговорота углерода. Участие сосняков в сложении общего запаса фитомассы и чистой первичной продукции болот также снижается к северу.

#### БИБЛИОГРАФИЯ

1. Болота Западной Сибири, их строение и гидрологический режим. Под ред. К.Е. Иванова, С.М. Новикова. – Л.: Гидрометеиздат, 1976. – 448 с.
2. Заболоченные леса и болота Сибири. Сб.ст. / Под ред. Н.И. Пьявченко. – М.: Изд-во АН СССР, 1963. – 218 с.
3. Косых Н.П., Миронычева-Токарева Н.П., Блейтен В. Продуктивность болот южной тайги Западной Сибири // Вестник ТГУ, приложение № 7.- 2003. - С.142-152.
4. Косых Н.П., Миронычева-Токарева Н.П., Паршина Е.К. Фитомасса, продукция и разложение растительных остатков в олиготрофных болотах средней тайги Западной Сибири // Вестник ТГПУ. – 2009. – Вып. 9. – С. 63-69.
5. Ляпунов А. А., Титлянова А. А. Системный подход к изучению круговорота вещества и потока энергии в биогеоценозе // О некоторых вопросах кодирования и передачи информации в управляющих системах живой природы. Новосибирск, 1971. – С. 99-188.
6. Титлянова А.А. Методология и методы изучения продукционно-деструкционных процессов в травяных экосистемах. В кн.: Биологическая продуктивность травяных экосистем. Географические закономерности и экологические особенности / Под ред. В.Б. Ильина. – Новосибирск: Наука. Сиб. отд-е, 1988. – С. 3-10.
7. Храмов А.А., Валуцкий В.И. Лесные и болотные фитоценозы восточного Васюганья (структура и биологическая продуктивность) / Под ред. А.В. Куминовой. – Новосибирск: Наука. Сиб.отд-е, 1977. – 222 с.

#### ВОДНО-БОЛОТНІ УГІДДЯ КАРСТОВИХ РЕГІОНІВ БУКОВИНИ

*Коржик В.П.*

Національний природний парк «Хотинський», м. Хотин  
vpkorzhyk@gmail.com

В регіонах поширення поверхневого та приповерхневого карсту, незважаючи на загальноновизнаний зневоднюючий (посушуючий) в цілому його вплив, водно-болотні угіддя є характерним елементом карстових ландшафтів Буковини, Західного Полісся, Покуття. Нагадаємо, що карст – це система процесів і явищ, що виникають і розвиваються під землею і на її поверхні в результаті взаємодії вод (природних, антропогенних, ноогенних) з розчинними в даній обстановці й у визначеному часовому інтервалі гірськими породами, а також подібними їм антропогенними і штучними утвореннями, з формуванням (чи без) денудаційних та акумулятивних форм [3].

Проте у більшості досліджень флористичного та фауністичного складу біокомпоненту таких водно-болотних угідь увага на генезис ложа, гідрологічний та геохімічний режим, динаміку процесів практично не зверталась. Територія Буковини (Чернівецької області) може бути модельною для демонстрації ролі карсту у формуванні та функціонуванні «карстових» водно-болотних геокомплексів, їх природничої цінності і важливості у формуванні екомережі.

Водно-болотні геокомплекси (у системі землекористування – угіддя) представлені як із стоячими водами (проточні та непроточні озера, болота, заболочені та перезволожені ділянки), так і з проточними (активно проточні озера, ставки, підвишені болотні і перезволожені ділянки схилів, заболочені заплави). Визначальну роль у формуванні таких угідь відіграють літологічний склад відкладів, що карстуються, розміщення на певних елементах рельєфу відносно п'езометричного рівня ґрунтових вод та дниць постійних чи тимчасових водотоків, характер суміжних ландшафтів, час і тривалість їх формування, а також, що важливо, давність і специфіка різноманітного антропогенного впливу.

Літологічний тип порід визначає темпи динаміки карстогенезу, морфологію поверхневих форм, геохімічну обстановку, що визначально впливає й на характер рослинності. Карст у вапняках та інших різновидах карбонатних порід доволі повільний, залежить від складу мінеральних включень, кислотності ґрунтів і темпів водообміну. Води в таких водоймах відносно мало мінералізовані. Карст у сульфатах (гіпсо-ангідритах) при хорошому водообміні на порядок-два інтенсивніший, а води відрізняються достатньо високою мінералізацією – до 2-3 г/л і гідрокарбонатно-сульфатним хімічним складом, що так чи інакше впливає на екологічні умови водно-болотної рослинності.

Сульфатний карст є провідним на Буковині і визначає фізіономію поверхні в місцях його прояву. Він розвивається у 10-45-метровій товщі гіпсо-ангідритів тираської світи верхнього бадену (міоцен). На відкладах бадену залягають перехідні до сармату аргіліти, зеленувато-сірі глини з малопотужними лінзами конгломератів, та інші більш молоді шари. Тобто поверхнева вираженість сульфатного карсту на пряму залежить від характеру і товщі перекриваючих відкладів.

Для правобережжя Дністра важливим чинником є взаємовідносини товщі гіпсо-ангідритів з п'езометричним рівнем ґрунтових вод в умовах похилого (2-3<sup>0</sup>) падіння пласта у південно-західному напрямку і прорізання долинами приток Дністра та Прута. За цим критерієм ми в Прут-Дністерському межиріччі виділяємо 3 головні тектоніко-ерозійні (тектоерозійні) зони гіпсового карсту [3]. У першій, придністровській зоні, гіпси і вапняки знаходяться вище врізу місцевих русел, тому тут характерний вертикально – нисхідний водний промив їх товщі без утворення будь-яких природних водойм.

В другій зоні товща гіпсів прорізається днищами річкової мережі, тому тут переважає вже не вертикальна а горизонтальна циркуляція вод. Це зона найактивнішого карсту, оскільки завдяки прискореному водообміну відбувається і інтенсивна корозійна та ерозійна діяльність поверхневих та підземних вод. В ній спостерігаються свої морфологічні закономірності. В загальній кількості карстових форм доля западин не перевищує 10-15%. При цьому має значення як ступінь відкритості карстуючихся порід в блоці і потужність перекриваючих відкладів, так і характер рельєфу того чи іншого блоку. Доля блюдець в загальній кількості поверхневих форм сягає 50%, що пов'язано, мабуть, із значним віком карсту. Для цієї зони характерний власне озерний карст.

Для третьої зони властива горизонтальна циркуляція з ослабленим водообміном і напірно – висхідними джерелами - воклюзами розвантаження достатньо мінералізованих вод. Активізація карсту в цій зоні можлива за рахунок порушення усталеного гідрогеологічного режиму непродуманою людською діяльністю. Такі факти зафіксовані і вивчались на дослідному полігоні в місці непродуманого видобування торфів в долині р.Совиця – Веренчанська[3]. Таким чином, фактор занурювання карстуючихся порід завдяки геоморфологічним і гідрогеологічним умовам визначає зональність рис морфології карсту цілого регіону.

Основні ареали поширення *сульфатного карсту* розміщені у північній частині Кіцманського, Заставнівського, Хотинського, східній частині Новоселицького районів Прут-Дністерського межиріччя, де переважає голий, задернований та покритий типи карсту. За спелеокарстовим районуванням Чернівецької області [3], озерний і водно-болотний карст поширений у наступних ділянках (перелік із заходу на схід).

*Вимушівська ділянка.* Виявлено 5 заболочених лійок площею 0.3-1.5 га з двома озерами у другій тектоерозійній зоні. Найбільшою є гідрологічна пам'ятка природи місцевого значення «Озеро Бездонне» площею 3.4 га, де рівень води зазнає періодичних коливань, інколи до повного зникнення. Мілководдя і узбережжя вкриті переважно осокою та очеретом, менше комишом. Є притулком декількох видів водоплавних птахів.

*Чуньківська ділянка.* У другій тектоерозійній зоні у 5 великих карстових лійках, що поглинають воду струмків, сформовані осередки болотної рослинності (осока, очерет) з місцем гніздування і укриття декількох видів птахів.

*Товтрівська ділянка.* В тій же тектоерозійній зоні збереглось декілька великих карстових лійок-депресій з водно-болотною рослинністю.

*Чорнопотоцька ділянка.* Декілька заболочених лійок з озерами площею 0.1-1.0 га як вздовж самого Чорного потоку, так і у закарстованих долинах його реліктових приток. Класично репрезентує другу і третю тектоерозійну зону, що стало приводом оголошення найбільш цінного і монолітного фрагменту долини карстово-спелеологічним заказником загальнодержавного значення «Чорнопотоцький» площею 49 га. Осередок перезимування на ставках колонії білих лебедів в місцях виходу теплих карстових вод і збереження проталин.

*Юрковецька ділянка.* Знаходиться у другій тектоерозійній зоні. Тут збереглась доволі монолітна група (12) карстових лійок, яка фіксує декілька стадій карстової агресії: від стадії заболочених озер в стадії евтрофікації і періодично перезвожених днищ до осушених провалів. Ця ділянка віднесена до карстово-спелеологічного заказника місцевого значення «Юрківський карст» площею 12.1 га. Місце гніздування декількох видів птахів та переховування дрібних ссавців і копитних.

*Ржавинецька ділянка.* Є аналогом попередньої, проте в останні десятиліття більшість з великих виположених лійок лишилися без достатнього водного живлення, частково пересохли і втратили свою цінність. В її межах знаходиться комплексна пам'ятка природи місцевого значення «Ржавинецьке болото» площею 4.4 га, хоча у посушливі літні сезони частково пересихає. Більша частина озера зайнята осередками болотної рослинності (осока, очерет) з місцем гніздування і укриття декількох видів птахів та дрібних ссавців.

*Киселівська ділянка.* Знаходиться у другій, частково третій тектоерозійній зоні. По периметру інтенсивно закарстованого низького плато у карстових лійках і депресіях різних розмірів (0.1-3.0 га) збереглось декілька заболочених та перезвожених ділянок з тимчасовими водоймами. У витоках річки Совиця-Ставчанська здавна функціонує близько десятка ставків із сформованим рослинним обрамленням. Особливо цінним об'єктом є комплексна пам'ятка природи загальнодержавного значення - озеро «Борівецьке» («Болото») площею 20.4 га у стадії евтрофікації, яке є важливим місцем перепочинку і підгодівлі перелітних птахів, а також постійним місцем гніздування понад 10 видів. Відомість озера принесла наявність трьох краснокнижних видів водної рослинності, в т.ч. лілії, та плаваючі торфові острови з деревинно-чагарниковою рослинністю (верба, осока) висотою понад 6 м.

*Кліводинська ділянка.* Знаходиться у другій та третій тектоерозійній зоні. Водно-болотні угіддя нинішніх та старих ставків приурочені до днища мінливої за шириною (30-300 м) долини р.Совиця-Веренчанська в смузі перетину нею пласту гіпсо-ангідритів. В останні 30 років зазнає надзвичайну активізацію техногенно спровокованого карсту внаслідок непередуманих меліоративних робіт по видобуванню заторфованих відкладів. Вкрита водно-болотною рослинністю (осока, очерет, комиш), є місцем транзитного та постійного перебування понад 30 видів птахів, а також земноводних та дрібних ссавців. Частина долини площею 105 га оголошена ландшафтним заказником загальнодержавного значення «Совицькі болота». Безпосередньо поруч знаходиться орнітологічний заказник місцевого

значення «Кліводинський» площею 1.1 га з унікальною колонією (понад 70 гнізд) заселення чаплі-квакші.

*Шипинська ділянка.* Знаходиться в долині р.Прут у третій тектоерозійній зоні. Представлена одним озером («Бездонне»), утвореним внаслідок велетенського карстового провалу у часи проживання раних слов'ян. Узбережжя і мілководдя вкриті очеретом і осоками.

*Драницька ділянка.* Знаходиться в долині р.Прут у третій тектоерозійній зоні в місці перетину долиною ріки піднятого Хотинсько-Мамалізького тектоблоку і виведення до поверхні товщі гіпсо-ангідритів (рис.1). Основний водно-болотний масив формує найбільше в Чернівецькій області озеро природного походження площею біля 80 га. 85% плеса вкрито густими заростями очерету та комишу.

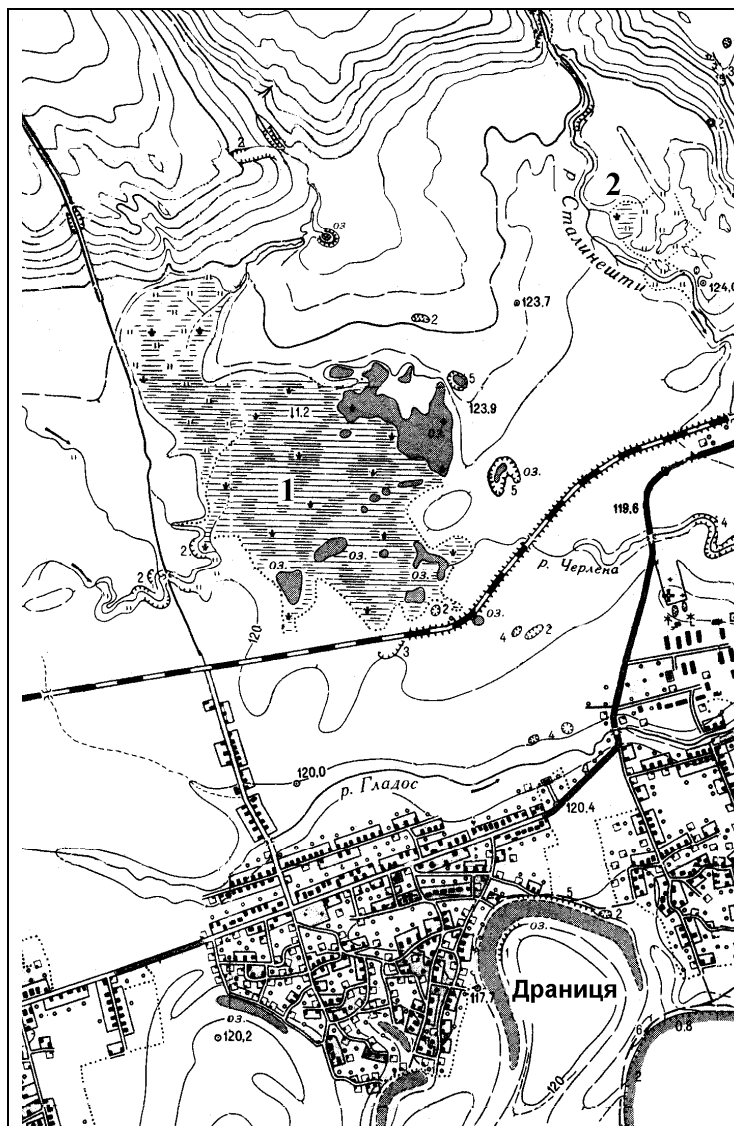


Рис. 1. Драницький болотний карст.

1 – Драницьке озеро, 2 – болотна ділянка заплави р. Матка.

За рахунок привнесення транзитною річкою Черлена і її приток великої кількості органічних сполук відбуваються інтенсивні процеси евтрофікації шляхом седиментації механічних, зважених решток і споживання рослинністю розчинних сполук. Ложе водойми являє собою велику карстову площинну западину, ускладнену другорядними карстовими лійками з відкритими над ними вікнами – плесами серед водно-болотної рослинності. Місце гніздування, транзитного відпочинку та укриття багатьох видів орнітофауни, що стало



причиною оголошення озера орнітологічним заказником загальнодержавного значення «Драницький» зазначеною вище площею.

*Недобоївська ділянка.* Охоплює південно-східну периферію Хотинської височини. Найбільшу природничу цінність становить озеро у стадії евтрофікації, сформоване у великій і не характерній для ерозійно розчленованих територій Зарожансько-Владичанській карстово-тектонічній улоговині на контакті з Хотинською височиною. Узбережжя і мілководдя вкрите водно-болотною рослинністю (осока, очерет, комиш, айра) і є місцем гніздування та перелітного перебування понад 30 видів водоплавних птахів. Разом з численними оточуючими ставками по долині р.Черлена та її витоків створює достатньо великий водно-болотний комплекс значної біотичної ємності. Оголошене гідрологічною пам'яткою природи місцевого значення «Озеро Джулин» площею 31.2 га.

В районах поширення *карбонатного карсту* з огляду на тематику публікації цінність являє *Шировецька ділянка* [4], розміщена на східному плосковерхів'ї Хотинської височини (рис. 2).

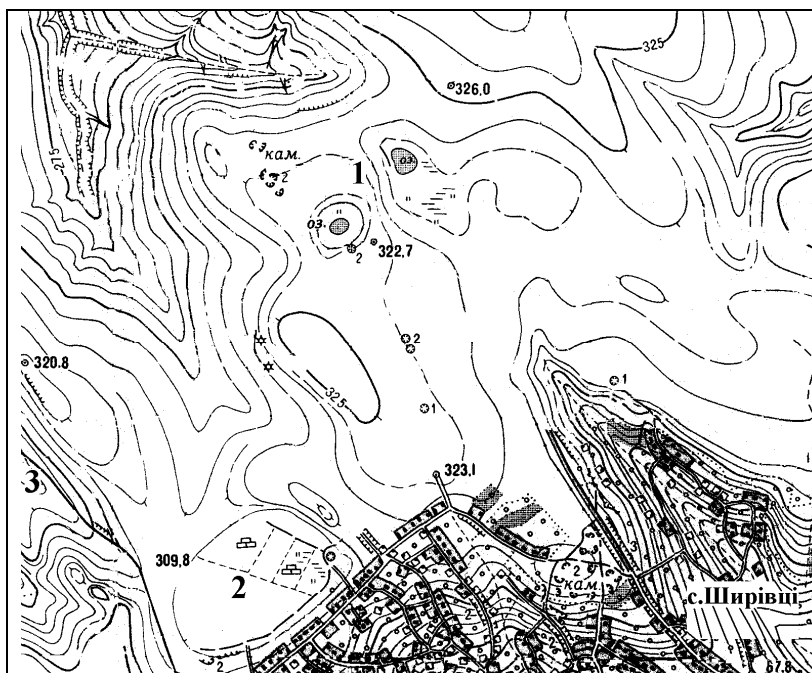


Рис. 2. Шировецька карстова ділянка. 1 – озера «Очеретяні». 2 – озеро - колишнє торфовище. 3. – рештки торфовищ витоків Молотківського потоку.

Спелеокарстовим субстратом, в якому розвивається карст, є 1-10 метрова товща опіщаних органогенно-детритових вапняків та вапнистих пісковиків, що бронюють і утримують від денудації власне плосковершинні поверхні Хотинської височини. Виникнення в таких умовах карстових лійок само по собі є рідкісним явищем, проте формування боліт з торфовими відкладами є дійсно природною загадкою, хоча й впертим фактом. Карстові лійки різних розмірів і глибини, проте великі депресії з пологими схилами дозволили за дуже тривалий час складної геоло-геоморфологічної еволюції накопичити в днищах шари водонепроникних глин і перешкодити закономірному карстовому дренажу утворених водойм.

Основним об'єктом цікавості та історико-географічної значимості є колишнє багаточарове торфовище, сформоване у величезній карстовій депресії на вододілі височини. На жаль, наприкінці 70-х років ХХ століття торфові поклади були знищені видобувними роботами і використані в якості органічного добрива на колгоспних ланах. Автор застав лише фінальну стадію цього сумного процесу, що дозволило лише приблизно оцінити потужність накопиченого органічного шару у 4-5 м (рис.3).



*Рис. 3. Знищене наприкінці 1970-х років багатошарове торфовище. Фрагмент розрізу. Шировецька карстова ділянка.*

Таким чином була втрачене унікальне інформаційне джерело для проведення палеогеографічних реконструкцій природного середовища регіону [1, 2, 4]. Нині у котловані розміщений рибогосподарський став. Інші, менші за розмірами озера в останні два десятиліття почали пересихати і поступово втрачати свою біотичну цінність. Нині вони взяті під охорону держави в якості карсто-спелеологічної пам'ятки природи місцевого значення «Колишне торфовище» площею 24.6 га та комплексної пам'ятки природи місцевого значення «Озера Очеретяні» площею 4.6 га.

Для карстових районів характерні й «підвішені» водно-болотні угіддя в місцях виходу ґрунтових вод по схилах різної стрімкості і утворення болотистих шлейфів. Найкраще вони виражені у великих карстових лійках, де завдяки їх дренажній ролі і виходу ґрунтових вод біля верхніх бровок навіть покаті їх схил перезволожені і вкриті заростями осоки, очерету й комишу. Площа таких заболочених ділянок сягає 2-4 га.

Поза всякого сумніву водно-болотні геокомплекси карстових регіонів з їх дрібно плямистим розміщенням серед сільськогосподарських угідь відіграють визначальну роль у формуванні екомережі на її найнижчих ланках [2]. Практично всі ці ділянки – місце поселення, гніздування, харчування і переховування не лише птахів, але дрібних ссавців і копитних (кабани, олені, дикі кози). Завдяки цьому відпадає потреба у суцільності самої екомережі і створенні сполучних територій – реміз, адже карстові геокомплекси сповна ефективно виконують роль ключових та інтерактивних територій-рефугіумів.

#### БІБЛІОГРАФІЯ

1. Коржик В.П. Карстова інформаційна складова в історико-географічних реконструкціях ландшафтів // Фізична географія та геоморфологія, № 47, К: 2005. - С.209-215.
2. Коржик В.П. До історико-ландшафтного підходу у заповідній справі // Наук. записки Вінницького держ. пед. ун-ту. Сер. Географія. – Вінниця, 2007. – Вип. 13. – С.229-234.
3. Коржик В.П. Карст і печери Буковини. Проблеми моніторингу, охорони і використання. – Чернівці: Зелена Буковина, 2007. – 304 с.
4. Коржик В.П. (відп. редактор) та ін. Хотинська височина. Колективна монографія. – Чернівці: ДрукАрт, 2012 – 336с.

## ОСОБЛИВОСТІ МІНЕРАЛЬНОГО СКЛАДУ АНТРОПОГЕННОЗМІНЕНИХ НИЖНЬОПЛЕЙСТОЦЕНОВИХ ТОРФОВИХ УТВОРЕНЬ ЗАХІДНОГО ПОЛІССЯ

*Костюк О.В.*

Львівський національний університет імені Івана Франка, м. Львів  
kostol@email.ua

Українське Полісся розташоване в межах Південної частини Поліської низовини. З півдня територія межує з Волино-Подільською височиною, а з південного сходу переходить у Придніпровську низовину.

Загалом, Українське Полісся характеризується літофаціальною різноманітністю на основі чого Г.Ф. Бачуриною (1954) [3] запропоновано розрізняти такі райони: Західне, Центральне, Придніпровське та Східне Полісся. Власне, Західне Полісся знаходиться в межах трьох областей (Волинська, Рівненська, Житомирська). Оскільки в роботі торфоутворення охарактеризовано з геологічних позицій, вважаємо за доцільне стисло показати місце торфових товщ у геологічному розрізі в межах Західного Полісся.

Детальну характеристику геологічної будови та корисних копалин наведено у монографії К.І. Геренчука «Природа Волинської області» (1975) [9]. Цей дослідник докладно описав породи, що виходять на поверхню в межах Західного Полісся, тому ми з незначними змінами запозичимо опис відслонень К.І. Геренчука.

У тектонічному відношенні Західне Полісся розташоване в межах Волино-Подільської окраїни Східно-Європейської платформи. Фундамент платформи складений дислокованими породами протерозою: гранітами, гранодіоритами, граносієнітами, біотит-амфіболітовими сланцями тощо. Західна частина кристалічного фундаменту більш занурена відносно усєї поверхні, де вона перекривається палеозойськими відкладами Львівського прогину. Володимир-Волинський розлом, який розташований північніше Львівського палеозойського прогину слугує своєрідним тектонічним репером від якого відбуваються зміни у будові кристалічного фундаменту: підняття, стратиграфічна незгідність тощо. На цій території знаходиться група давніх структур, головною з яких є Турійський вал. Північніше Турійського валу розташовується структура Прип'ятського валу з Ратнівським та Готешівськими виступами кристалічного фундаменту.

На відкладах кристалічного фундаменту в межах Волино-Подільської окраїни Східно-Європейської платформи залягає потужна (до 7000 м) товща палеозойських осадових утворень верхнього протерозою, кембрію, ордовіка, силуру, девону, карбону, юри, крейди і палеогену.

Породи верхнього рифею Українського Полісся представлені Поліською серією. Це, головню дрібнозернисті пісковики, з прошарками алевролітів та глин у нижній частині розрізу. Натомість, у середній частині розрізу трапляються малопотужні (10-18 м) інтрузії основного складу. Загалом, Г.Г. Грузманом (1972) [10] у відкладах поліської серії виділено п'ять седиментаційних ритмів. Максимальна потужність порід поліської серії становить 790 м. в межах м. Горохів. Відклади поліської серії перекриваються породами вендського комплексу, який представлений волинською, валдайською та вільчанською серіями.

Волинська серія (венд) у нижній частині розрізу представлена погано сортованими пісковиками і гравелітами потужністю 38-45 м, а у верхній – базальтами, туфами та туфобрекчіями загальною потужністю до 350 м.

Валдайська серія (венд) у нижній частині розрізу складена аркозовими пісковиками з прошарками гравелітів та конгломератів, а у верхній – пісковиками з тонкими прошарками алевролітів і аргілітів. Потужність відкладів валдайської серії становить 200-375 м.

Вільчанська серія представлена пісковиками (потужність 40-50 м). У розрізі також відбувається чергування дрібнозернистих пісковиків та порід покривно-льодовикової формації (глино-алевроліти).

Балтійська серія (кембрій) – це насамперед морські піщано-глинисті утворення потужністю 300 м, що перекриваються світло-сірими пісковиками, алевролітами та глинами бережківської світи (середній-верхній відділи), потужність якої становить 400 м.

Ордовикські відклади представлені глауконітовими пісковиками загальною потужністю 50 м. Вони трапляються, переважно, у північних та північно-західних районах Волинської області.

Відклади нижнього силуру представлені карбонатними утвореннями неглибокого моря пелітоморфними вапняками та мергелями, які поступово на південний захід змінюються глинистими породами. Породи верхнього силуру складені переважно глинисто-карбонатними утвореннями. Глини переважають зазвичай у південно-західній частині Волинської області. На стратиграфічній межі силуру і девону у товщі силурійських відкладів трапляються червоноколірні пісковики.

Відклади нижнього девону у межах Львівського палеозойського прогину представлені товщею (до 2000 м) пісковиків та алевролітів. Відклади середнього девону складені товщею теригенно-карбонатних порід потужністю до 200 м. Відклади верхнього девону представлені карбонатними породами потужністю до 1000 м, де нижня частина розрізу містить прошарки теригенних порід.

Породи нижньої частини кам'яновугільного віку представлені утвореннями теригенно-карбонатної формації, а верхньої частини – теригенної. Загальна потужність кам'яновугільних відкладів зростає у напрямку на північний захід до Львівського прогину досягаючи потужності 1300-1400 м

Відклади крейди на усій території Українського Полісся трансгресивно перекривають породи рифею, вендського комплексу, кембрію, ордовіка, силуру, девону, карбону та юри. Загальна потужність відкладів крейди зростає зі сходу Українського Полісся на захід. Зокрема, у Сарнах, потужність порід крейдового віку становить - 20 м., у Маневичах – 80 м., Любомилі – 280 м., На території Львівського прогину загальна потужність відкладів крейди сягає 600 м і більше. Нижньокрейдові альбські відклади поділяються на дві пачки: нижньокарбонатну, і верхньокременисту. Середня потужність альбських відкладів становить 20-25 м. Верхньокрейдові відклади представлені осадовими породами сеноманського, туронського, коньякського, сантонського, кампанського і маастрихтського ярусів, які поступово змінюють один одного у західному напрямку. Відклади сеноману представлені пісками, пісковиками, опоками та мергелистими вапняками загальною потужністю 20-30 м. Відклади турону представлені крейдою та крейдоподібними вапняками загальною потужністю 40-60 м., а у Львівському прогині потужність туронських відкладів зростає до 100 м. Породи коньякського ярусу складені крейдоподібними вапняками. Загальна потужність цих відкладів становить 30-40 м. Літологічно-подібними до відкладів коньякського ярусу є відклади сантонського ярусу. Проте, відомо що в напрямку на південний захід карбонатність порід сантону поступово зменшується. Загальна потужність відкладів сантонського ярусу не перевищує 50 м. Відклади кампанського ярусу представлені глинистою крейдою, що фаціально змінюється глинистими мергелями. Загальна потужність відкладів становить 100 м. Відклади маастрихтського ярусу представлені мергелями, які збагачені органічними рештками. Загальна потужність відкладів становить 100 м.

Палеогенові відклади складені малопотужними товщами (2-3 м) зелених слюдисто-глауконітових пісків, піскуватих глин та мергелів.

Четвертинні відклади Західного Полісся поширені неоднорідно. Якщо на значних площах Турійської рівнини їх майже немає, то в межах басейну рр. Західний Буг та Прип'ять четвертинні відклади утворюють строкату товщу осадів потужністю до 40 м. Нижньоплейстоценова товща зазвичай підстеляється породами пліоцену, зрідка міоцену і крейди та перекривається найчастіше породами льодовикових і міжльодовикових горизонтів (валунні супіски, суглинки) середнього плейстоцену.

Серед відкладів нижнього плейстоцену найпоширенішими є алювіальні, озерні і болотні літофації. Переважають алеврити, субпіски та глини. Забарвлення порід сіре,

зеленкувате та темно-сіре. Текстура масивна. Часто породи гуміфіковані та містять домішку кварцового, інколи польовошпат-кварцового тонко-дрібно-зернистого піску з гравієм кристалічних порід. Глиниста речовина, головню, представлена монтморилонітом з домішками гідрослюди та каолініту.

Зазначимо, що у нижньоплейстоценових розрізах крім теригенних утворень поширені органогенні утворення – торф та гітїя. Г.Ф. Бачуріна (1954) [3] зазначає, що площа торфовищ в межах Західного Полісся становить близько 389 661 га, а запаси сухого торфу перевищує 1 млрд. т. Потужність торфових товщ становить від 1 до 3 м з досить значними змінами в межах масиву (до 5-6, інколи до 10-13 м) в межах родовища торфу, і в середньому для району – 1,64 м. (за даними геоінформу на території дослідження розташовано близько 150 родовищ торфу). Торфові відклади, зазвичай драговинні та характеризуються середньо розкладеним і помірно зольним торфом. Проте, не менш важливими є дані щодо мінерального складу торфових утворень, оскільки мінеральні фосфороносні новоутворення сприятимуть повторному антропогенному навантаженню на геологічне середовище.

Мета цієї роботи систематизувати наявні літературні дані щодо мінерального складу торфових утворень Західного Полісся.

Мінеральний склад торфоутворень Західного Полісся вивчали протягом тривалого часу ціла плеяда вчених Польщі, Чехії, Росії та України [1-21]. Ця територія вивчається з другої половини XIX ст. Щодо геологічних досліджень, то всю історію вивчення, на думку автора, можна умовно поділити на декілька етапів: дореволюційний (1810-1902), радянський (1917-1990) та сучасний (1991 – до сьогодні). Впродовж дореволюційного етапу особливості складу рослинного покриву торфовищ, в межах Західного Полісся вивчали переважно російські (Г. Енгельман, І.К. Августинівич, І. Н. Жилінський, В.В. Докучаєв, С.Г. Навашин, Г.І. Танфільєв, А.В. Фомін,) та українські (В.Н. Сукачов, В.С. Доктуровський) вчені. В радянський період створено науково-дослідні інститут Інсторф, де проводилися детальні геоботанічні дослідження, та зроблено перші спроби щодо вивчення мінерального складу торфу. Роботи виконувалися за керівництвом І.І. Радченко, С.Н. Тюрємов та Д.А. Герасимов. Цими дослідниками встановлено умови утворення та особливості просторового поширення торфових відкладів в межах Західного Полісся. На сучасному етапі проводиться детальне вивчення мінерального складу та засоленості торфових родовищ (В. О. Гнеушев, О.С. Стадник). Зокрема Ф.Р. Зайдельбан (2013) [13] у монографії «Мінеральні торф'яні ґрунти Полеских ландшафтів» багато уваги присвячує питанням мінералогії мінеральних ґрунтів Полісся та його гранулометричного складу; новоутворенням ґрунтів особливостей мінерального складу, тощо. В. Лежневич (2011) [19] у роботах наполягає на важливості використання ГС-технологій для документування вироблених торф'яних родовищ, виявлення літофаційної зональності, закономірностей поширення мінеральних новоутворень.

Результати власних досліджень свідчать про те, що мінеральний склад торфу представлений, зазвичай, силікатами та алюмосилікатами; карбонатами; оксидами та гідрооксидами; фосфатами розміром зерен переважно від 0,05 до 0,5 мм.

У торфогрунтах силікати та алюмосилікати трапляються у вигляді кварцу, польового шпату, гідрослюдою та глинистими мінералами. Карбонати представлені уламками мергелів, а оксиди та гідрооксиди – гематитом. Фосфати складені віванітом, який вверх за розрізом змінюється на берауніт.

Отже, підсумовуючи сказане варто зазначити, що на торфовищах утворюються невеликі поклади так званих болотних руд - бурого залізняка і сидериту, з яких у давнину почали виплавляти залізо. Поклади своєрідних фосфатних руд – віваніту, на сьогодні використовуються як фосфатні добрива. Хоча на родовищах торфу немає промислового значення видобуток фосфору чи заліза, все ж розробка цих родовищ триватиме. Тому вже сьогодні необхідно розробити схеми захисту геологічного середовища в межах, головню, відпрацьованих торфових родовищ, які вже детально вивчені. Саме це допоможе контролювати повторне антропогенне навантаження та визначати фактори впливу на довкілля

## БІБЛІОГРАФІЯ

1. Армашевський П.Я. К геологи Волынской губернии. – В кн. Дневник X съезда русских естествоиспытателей и врачей. К. 1898 – 140 с.
2. Барбот-де-Марни Н.П., Карпинский А.П. Геологические исследования в Волынской губернии. – В сб. Научно-исторический сборник. Спб., 1873. – С. 115-120.
3. Бачурина Г.Ф., Брэдис Є.М. Торфові болота Українського Полісся та шляхи її використання у сільському господарстві. – К.: АН УРСР, 1954. – С. 50-54.
4. Богуцкий А.Б. Эоловые пески северо-запада Украины и их геологическая характеристика. – ДАН БССР, 1965, т. 9, № 11. – С. 130-135.
5. Богуцкий А.Б. Моренные отложения на территории Волынской возвышенности. – «Доклады и сообщения Львов. отд. геогр. об-ва УССР за 1965 г» . Львов. ЛГУ, 1967. - С. 15-17.
6. Бондарчук В.Г. Геологічна будова Української РСР. К., Радянська школа, 1963. 140 с.
7. Буров В.С. Нове данные о геологическом строении и нефтегазоносности запада УССР по материалам региональных геолого-географических исследований (1959-1967 гг). Львов. ЛГУ, 1971. - С. 25-32.
8. Геренчук К.І., Демедюк Н.С., Зденюк М.В. Окское материковое оледенение на Западе Украины и его краевые формы. – В кн: Краевые образования материковых оледенений. М. Наука, 1972 – 160 с.
9. Геренчук К.І. Природа Волинської області. Львів: Вища школа, 1975. – 145 с.
10. Грузман Г.Г., Гаврилишин В.И. О раннемеловом этапе формирования осадочного чехла в Западном Полесье Украины. – Известия АН СССР. Геология – 1972, № 9. – С. 130-135.
11. Дикенштейн Г. Х. Новые данные по стратиграфии палеозойских отложений Волыни. – ДАН СССР, 1950. т.20, № 2.– 220 с.
12. Дорофеев Л.М. Льодовикові та водно-льодовикові відклади. – В кн. Стратиграфія УРСР. Антропоген, т. 11, К.: Наукова думка, 1969. – С. 120-145.
13. Зайдельбан Ф.Р. Минеральные торфяные почвы Полеских ландшафтов. М. Недра. 2013. – 436 с.
14. Заморій П.К. Четвертинні відклади Української РСР. К.: КДУ, 1961. 240 с.
15. Карпинский А.П. О результатах некоторых буровых работ в бассейне Припяти – Известия АН СССР, 1907, № 9. - С. 35-48.
16. Корецький Л.М. Волинська область. К.: Радянська школа. 1959. – 140 с.
17. Котык В.А. Геологическое строение чехла Вольно-Подоллии и Львовского палеозойського прогиба по данным глубокого бурения - В. кн.: Платформенные структуры обрамления Украинского щита и их металлоносность. К.: Наукова думка, 1972. – 250 с.
18. Кушнирук В.А. Геологическое строение и тектонические особенности Львовско-Волынского каменноугольного бассейна. К. Наукова думка, 1968. – 320 с.
19. Лежневич В., Жумар П., Чертко Н. Використання ГІС-технологій для ландшафтно-геохімічного документування вироблених торф'яних родовищ. – Геоінформатика. – №1. - 2011. – С. 19-27.
20. Пастернак С. І. Біостратиграфія крейдових відкладів Волино-Подільської плити. К.: АН УРСР, 1959. С. 440-442.
21. Тутковский П.А. Геологическое исследование вдоль строящейся Киево-Ковельской железной дороги. Спб. Издание геол. комитета, 1902. С. 35-38.

## СТРУКТУРНО-ФУНКЦІОНАЛЬНЕ ТА ЕКОЛОГІЧНЕ РІЗНОМАНІТТЯ ФІТОМІКРОБЕНТОСУ КІЛІЙСЬКОЇ ДЕЛЬТИ ДУНАЮ

*Козійчук Е.Ш., Щербак В.І.*

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ  
elina.koziychuk@gmail.com

Кілійська дельта Дунаю – природний об’єкт з унікальним ландшафтним та високим біологічним різноманіттям, є молодого, динамічною гідроекосистемою, яка утворилася в результаті алювіальних процесів близько 350 років тому [5], та продовжує формуватися.

Важливими гідрологічними особливостями дельтової ділянки річки Дунай є висока швидкість течії та мутність води, обумовлена великою кількістю зависей та наносів. Завислі речовини при зниженні швидкості течії осідають, створюючи нові коси та острови, щорічно нарощуючи загальну площу суші дельти. При цьому виникають специфічні водні комплекси з різноманітними біотопами та біоценозами, зокрема, фітомікробентосними організмами – угрупованнями мікроскопічних водоростей.

Фітомікробентос є важливим компонентом водних екосистем, що належить до первинної ланки трофічного ланцюгу, тому дослідження різноманіття, особливостей його структури є необхідним для характеристики функціонування водних об’єктів на даному етапі сукцесії їх біогідроценозів.

*Метою роботи* було встановити сучасні особливості структурно-функціонального та екологічного різноманіття фітомікробентосу різнотипних водних об’єктів Кілійської дельти Дунаю.

*Методи і матеріали.* Матеріалами для роботи слугували альгологічні проби, зібрані протягом вегетаційного періоду (весна - осінь) 2011 року на різнотипних водних об’єктах Кілійської дельти Дунаю, як: рукав Бистрий (гирло); затоки-кути Бадика (приморська частина), Бистрий (берег від рукава Бистрий).

Відбір проб фітомікробентосу, їх фіксація, камеральне опрацювання, розрахунок чисельності й біомаси водоростей, інформаційного різноманіття (індекс Шеннона як за чисельністю, так і біомасою) виконували згідно загальновідомих гідробіологічних методів [4]. Також проводили екологічний аналіз знайдених водоростей за типом приуроченості до місця існування, їх відношення до солоності [6], де види-індикатори розділені на групи: полігалофи (гіперсолоні води –  $S‰=40-300$ ) мезогалофи ( $S‰=5-20$ ), олігогалофи ( $S‰=0-5$ ). Олігогалофи в свою чергу поділяються на: а) галофіли; б) індиференти; в) галофоби.

Домінуючими вважали відділи водоростей або їх окремі види, чисельність або біомаса яких становила не менш, ніж 10% від загальної величини проби, прийнятої за 100%.

Сапробіологічний аналіз проводили за індикаторними організмами фітомікробентосу з використанням методу Пантле і Букк в модифікації Сладечека [10].

*Результати досліджень та їх обговорення.*

Фітомікробентос був представлений 133 видами і різновидами водоростей, що належали до 8 відділів, 13 класів, 23 порядків та 58 родів. За видовим різноманіттям фітомікробентос представлено в основному Bacillariophyta (95 видів, поданих 99 внутрішньовидовими таксонами (в.в.т.), включно з номенклатурним типом виду, що складає 74 % від загальної кількості ідентифікованих видів фітомікробентосу), Chlorophyta (18 в.в.т - 14%) та Cyanophyta (7 в.в.т. - 5%),). Представники Euglenophyta, Dinophyta, Cryptophyta, Chrysophyta, Xanthophyta були присутні в незначній мірі (1-3 види).

Проаналізувавши екологічне різноманіття водоростей досліджених водних екосистем визначили, що фітомікробентос включає бентосні, планктонні, планктонно-бентосні та перефітонні форми. Пріоритетна роль в складі донної альгофлори належала бентонам, до яких відносилися 53 в.в.т. із всіх визначених водоростей, що склало 40%; до планктонних – 26 (20%), планктонно-бентосних – 31 (23%); перефітонних – 23 (17%).

З всього різноманіття донної альгофлори, індикаторні властивості до концентрації солей у воді мали 120 таксонів мікроводоростей. Галофілів виявлено 26 (22%), мезогалобів - 8 (7%). Всі інші (71%) відносились до видів-індіферентів.

На першому місці по кількості індикаторних видів до солоності води є Bacillariophyta. В основному, це планктонно-бентосні і перефітонні форми з родів *Nitzschia*, *Gyrosigma*, *Rhoicosphenia*, *Gomphonema*, *Fragilaria*, *Synedra*, *Surirella*, *Epithemia* (*Nitzschia linearis* (Ag.) W. Sm., *N. pusilla* Grun., *Gyrosigma spenceri* (Quek.) Grif. et Henf, *Rhoicosphenia abbreviata* (Ag.) L.B., *Gomphonema truncatum* Ehr., *Synedra ulna* (Nitsch.) Ehr., *Surirella gracils* Grun., *Epithemia sorex* Kutz.).

Анализ різноманіття фітомікробентосу по окремим вегетаційним сезонам встановив, що навесні в гирлі рукава Бистрий чисельність донних мікроводоростей складала 7675,25 млн. кл/10см<sup>2</sup>, біомаса – 21,89 мг/10см<sup>2</sup>. Домінуючим видом була *Melosira varians* Ag., утворюючи колонії у вигляді численних ланцюжків. Її біомаса досягала 15,00 мг/10см<sup>2</sup>. Утворення колоній - це механізм, який запобігає розсіюванню дочірніх клітин у водному середовищі до тих пір, поки воно сприятливе для вегетативного розмноження. Якщо середовище виснажується, змінюється або популяція досягає граничної щільності, відбувається розсіювання та пошук нових умов існування. Формування роздільних стулок на різних стадіях річного циклу може бути викликано підвищенням температури води, падінням концентрації фосфатів та кремнію [2, 8, 9].

Інформаційне різноманіття – індекс Шеннона, розрахований з використанням чисельності – 1,55 біт/екз., а за біомасою – 0,84 біт/г. Низьке інформаційне різноманіття як за чисельністю так і за біомасою пояснюється інтенсивним розвитком одного виду діатомей (*M. varians*), що характерно для монодомінантної структури весняного фітомікробентосу.

Влітку в гирловій частині рукава Бистрий за біомасою домінували Bacillariophyta - *Stephanodiscus hantzschii* Grun. in Cl. et Grun., *Cyclotella kuetzingiana* Thw., *C. meneghiniana* Kutz. В той же час, за величинами чисельності домінантами були Cyanophyta - *Oscillatoria amphibia* Ag. *Spirulina major* Kutz.

Літом 2011 року збільшення різноманіття фітомікробентосу обумовлено інтенсивним розвитком Cyanophyta – при цьому чисельність зросла до 11088,10 млн кл/10см<sup>2</sup>.

Зростання видового різноманіття синьозелених водоростей призвело до збільшення величин індексу Шеннона за чисельністю – до 2,51 біт/екз., за біомасою – до 2,56 біт/г. Це свідчить про перехід від монодомінантної до полідомінантної структури угруповань фітомікробентосу.

Відповідно, можна констатувати, що зростання індексу Шеннона, як за чисельністю так і біомасою є біотичним маркером покращення екологічних умов (температури води, світла, швидкості течії, вмісту біогенних елементів). Отже, зростання структурного, функціонального і інформаційного різноманіття фітомікробентосу є відгуком водоростевих угруповань на оптимізацією природних умов в літній період.

Восени спостерігалось зниження різноманіття фітомікробентосу; в якості домінанту виступали *M. varians.*, крупноклітинна *S. brebissonii* var. *kuetzingii* Kram. et L.-B. та *S. hantzschii*.

При цьому, чисельність фітомікробентосу знизилася до 1343,75 млн кл/10см<sup>2</sup>, а біомаса складала 4,38 мг/10см<sup>2</sup>; інформаційне різноманіття за чисельністю – 2,39 біт/екз., за біомасою – 2,22 біт/г.

В затоці Бадика кут навесні 2011 року чисельність фітомікробентосу складала 1881,00 млн. кл/10см<sup>2</sup>, біомаса – 0,99 мг/10см<sup>2</sup>. Домінували діатомові водорості *Navicula cryptocephala* Kutz., *Cocconeis placentula* Ehr., *Tryblionella gracilis* W. Sm. Інформаційне різноманіття за чисельністю – 3,62 біт/екз., за біомасою – 3,82 біт/г. Спостерігалась наявність великої кількості пошкоджених, мертвих клітин водоростей, що може бути викликано погіршенням екологічних умов.

К.С. Володимирова [7] відмічала, що після стресових ситуацій (наприклад, погіршення метеорологічних умов), відновлення угруповань мікроводоростей в фотичній зоні водойми



відбувається дуже швидко через інтенсивний розвиток донних водоростей, що сприяє швидкому відновленню фітомікроценозу. Підтвердженням цього є встановлений в ході наших досліджень досить високий індекс Шеннона. Отже, це свідчить про велику потенційну можливість до збереження видів фітомікробентосу.

Влітку чисельність фітомікробентосу в затоці складала 1465,20 млн. кл/10см<sup>2</sup>, біомаса – 6,90 мг/10см<sup>2</sup>. Збільшення біомаси відбулося за рахунок появи діатомових водоростей, клітини яких мають великі індивідуальні об'єми – *S. capronii* Breb.in Kit., *Pinnularia gibba* (Ehr.), *Navicula elegans* W. Sm. Чисельності Chlorophyta збільшилася внаслідок масової вегетації *Schroederia setigera* (Schrod.) Lemm., що раніше не спостерігалось. Інформаційне різноманіття за чисельністю – 3,28 біт/екз., за біомасою – 1,19біт/г. Виявлено види-індикатори солоності води: індиференти – 11 в.в.т, галофіли - 10 в.в.т., мезогалофи – 5.

Чисельність фітомікробентосу кута Бистрий весною складала 3772,31 млн кл/10см<sup>2</sup>, біомаса – 2,07 мг/10см<sup>2</sup>, індекс Шеннона за чисельністю – 3,05 біт/екз., за біомасою – 3,52 біт/г.

Літом в затоці по біомасі домінували діатомові водорості *S. hantzschii*, *C. kuetzingiana*. В той же час, за величинами чисельності домінантами були Суанопхита - *O. amphibia*, *O. tenuis* Ag. Збільшення чисельності фітомікробентосу обумовлене інтенсивном розвитком Суанопхита – 9507 млн кл/10см<sup>2</sup>, а біомаса зменшилася – 1,53 мг/10см<sup>2</sup>. Індекс Шеннона за чисельністю – 1,47 біт/екз., за біомасою – 3,45 біт/г.

Якісні та кількісні показники розвитку фітомікробентосу в затоці-куті Бистрий змінилися осінню. За рахунок розвитку бентосних форм Bacillariophyta та планктонно-бентосних Dinophyta, які мають великі індивідуальні об'єми, а саме, *S. brebissonii* var. *kuetzingii*, *S. tenera* Greg., *N. sigmoidea* (Nitzsch.) W.Sm., *N. vermicularis* (Kütz.) Hant., *Tryblionella victoriae* Grun., *Peridinium cinctum* (O. Müll.) Ehr., чисельність фітомікробентосу збільшилася до 5827,14 млн кл/10см<sup>2</sup>, а біомаса до 16,34 мг/10см<sup>2</sup>. Домінантом виступав *S. hantzschii*. Як субдомінант визначався *C. placentula* Ehr. Інформаційне різноманіття за чисельністю – 3,84 біт/екз., за біомасою – 2,99 біт/г. По відношенню до солоності води виявлено індиферентів – 24 в.в.т, галофілів - 8 в.в.т., мезогалофів – 2.

Встановлено, що індекси сапробності фітомікробентосу водойм та водотоків Кілійської дельти Дунаю змінювалися в межах – від 2,0 ( $\beta'$ -мезосапробна зона, що відповідає категорії якості «досить чиста») до 2,8 ( $\alpha'$ -мезосапробна зона - «помірно забруднена вода») [4, 6].

#### Заклучення.

Встановлено особливості структурно-функціонального та екологічного різноманіття фітомікробентосу водних об'єктів Кілійської дельти Дунаю. Проведено екологічний аналіз знайдених водоростей за типом приуроченості до місце існування, відношення їх до солоності.

Показано, що фітомікробентос водних об'єктів Кілійської дельти Дунаю досить різноманітний, його водоростеві угруповання відносяться до 8 відділів: *Bacillariophyta* (74%), *Chlorophyta* (14%) та *Суанопхита* (5%),). Водорості *Euglenophyta*, *Dinophyta*, *Криптофита*, *Хризофита*, *Хантофита* присутні в незначній мірі (1-3 види).

Домінуючи позиції в бентосі водойм та водотоків Кілійської дельти Дунаю належали діатомовим та зеленим мікрводоростям. Зміни їх біомаси обумовлює динаміку загальної біомаси донних альгоугруповань, тоді як динаміка чисельності в значній мірі залежить від синьо-зелених водоростей.

Широкі сезонні коливання індексу Шеннона в затоках Бадика, Бистрий кутах та рукаві Бистрий свідчать про перехід від монодомінантної структури фітомікробентосу до полідомінантної і навпаки. Зростання індексу Шеннона, як за чисельністю так і біомасою свідчить про покращення екологічних умов.

Затоки Кілійської дельти Дунаю відрізняються більш високим видовим та таксономічним різноманіттям фітомікробентосу ніж рукава, що обумовлено більш сприятливими гідрологічними та гідрохімічними умовами.

## БІБЛІОГРАФІЯ

1. Барінова С.С. Биоразнообразие водорослей – индикаторов окружающей среды / С.С. Барінова, Л.А. Медведева, О.В. Онисимова. – Тель-Авив, 2006. – 498 с.
2. Бедошвили Е.Д., Бондаренко Н.А., Сакирко М.В. и др. Изменение длины колоний планктонной диатомовой водоросли *Aulacoseira baicalensis* на разных стадиях годового цикла в озере Байкал // Гидробиол. журн.- 2007. – Т. 43, №3. – С. 81-89.
3. Водоросли: справочник / С.П. Вассер, Н.В. Кондратьева, Н.П. Масюк [и др.]. – К.: Наук. думка, 1989. – 608 с.
4. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О.М. Арсан, О.А. Давидов, Т.М. Дьяченко [та ін.]. За ред. В.Д. Романенка. – НАН України. Ін-т гідробіології. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
5. Михайлов В.Н. Гидрология дельты Дуная / В.Н. Михайлов. – М.: ГЕОС, 2004. – 448 с.
6. Щербак В.І., Майстрова Н.В., Морозова А.О., Семенюк Н.Є. Національний природний парк «Прип'ять-Стохід». Різноманіття альгофлори і гідрохімічна характеристика акваландшафтів / Під ред. В.І. Щербака. – К.: Фітосоціоцентр, 2011. – 164 с.
7. Фитомикробентос Днепра, его водохранилищ и Днепроовско-Бугского лимана. Владимірова К.С. – К.: Наук. думка, 1978. – 232 с.
8. Crawford R.M. A fresh look at chain formation in planktonic diatoms // The second Vereshchagin Baikal conference: Abstracts, Oct. 5 – 10, 1995. – Irkutsk, 1995. – P. 96-97.
9. Lund J.W.G. An artificial alteration of the seasonal cycle of the plankton diatom *Melosira italica* (Ehr.) Kutz. ssp. subarctica // J. Ecol. – 1971. – 59. – С. 521-533.
10. Sladeczek V. System of water quality from biological point of view / V. Sladeczek. – Erg. Limnol. – 1973. – V. 7. – P. 1-218.

## СУЧАСНИЙ СТАН ОХОРОНИ ФЛОРИ ТА РОСЛИННОСТІ БОЛІТ СЕРЕДНЬОГО ПРИДНІСТРОВ'Я ТА ПРОПОЗИЦІЇ ЩОДО ЙОГО ВДОСКОНАЛЕННЯ

*Кузь І.А.*

Кам'янець-Подільський національний університет ім. І. Огієнка,  
м. Кам'янець-Подільський  
*innkuz@yandex.ua*

Протягом останніх десятиліть вплив діяльності людського суспільства на біосферу загалом та окремі екосистеми зокрема зростає прогресуючими темпами і здатен спричинити безповоротні зміни у деяких природних комплексах. Одними з найбільш вразливих екосистем планети є водно-болотні угіддя. Ці природні перезволожені комплекси є життєвим середовищем для багатьох характерних, рідкісних та зникаючих видів – представників флори і фауни, важливими біотопами для водоплавних птахів під час сезонних міграцій, регуляторами і стабілізаторами гідрологічного режиму, а також ресурсом вагомого економічного, культурного, наукового і рекреаційного значення.

В цілому, законодавчому регулюванні питань, пов'язаних з водно-болотними угіддями, надається дедалі більша увага. Вони активно вивчаються науковими колективами багатьох країн, на їх збереження виділяються значні фінансові ресурси. Однак, навіть серед водно-болотних угідь є такі, котрі потребують особливих зусиль для збереження природного режиму їх функціонування – це болота [13].

На території України болотні екосистеми являють величезну цінність як з природоохоронної, так і з екологічної точки зору, оскільки більшість із них були меліоровані ще переважно з радянських часів. Зважаючи на те, що Україна в цілому є мало заболоченим регіоном, нині доцільно зберегти в природному стані всі вцілілі болота і збільшити кількість боліт, взятих під охорону.

З часу проголошення незалежності України розв'язання проблеми збереження генетичного фонду болотних комплексів набуло системного характеру. Питання

врегулювання правовідносин у сфері збереження та відновлення боліт знайшли своє відображення у численних законодавчих актах. Найбільш важливими з них є, зокрема, Закони України “Про охорону навколишнього природного середовища” (1991 р.), “Про природно-заповідний фонд України (1992 р.), “Про тваринний світ” (1993 р.), Кодекс України про надра (1994 р.), Водний кодекс України (1995 р.) та Земельний кодекс України (1996 р.) [10].

У законодавчому полі охорони та збереження боліт України правову силу мають і норми багатьох міжнародних екологічних актів. З поміж інших таких актів, особливе значення для збереження болотних екосистем має «Конвенція про водно-болотні угіддя, що мають міжнародне значення», головним чином як середовища існування водоплавних птахів (Рамсар, 1971). В Україні, станом на 2012 рік зареєстровано 33 ВБУ міжнародного значення [1].

Долина середньої течії Дністра є важливим екологічним коридором у Центрально-Східній Європі, який зв'язує гірську систему Карпат з рівнинними ландшафтами лісостепової та степової зони. Вона є також з'єднувальною ланкою між екомережами трьох областей Тернопільської, Хмельницької та Вінницької. Особливе значення мають стариці Дністра, як осередки для збереження водно-болотної флори та міграції орнітофауни.

Мережа природоохоронних об'єктів Середнього Придністров'я постійно удосконалюється й розширюється, підтвердженням чому є створення в 1996 році національного природного парку «Подільські Товтри». Створення парку сприяло покращенню структури мережі природно-заповідного фонду, формуванню ланки великоплощинних об'єктів за рахунок об'єднання низки заказників і заповідних урочищ місцевого значення [5]. Національний природний парк «Подільські Товтри» – це переважно лісові масиви, і рослинність інших типів, зокрема боліт, тут представлена лише фрагментарно. Тому включення до території парку окремих ділянок боліт сприяло б підвищенню його регіональної репрезентативності.

В 2009 році також був створений регіональний ландшафтний парк «Дністер», розташований на території Могилів-Подільського та Ямпільського районів Вінницької області, а в 2010 році національний природний парк «Дністерський каньйон». Парк розташувався на території Борщівського, Буцацького, Заліщицького та Монастириського районів Тернопільської області.

Доповнюють список природоохоронних об'єктів території заказники державного, регіонального та місцевого значення (ботанічні, лісові, ландшафтні, комплексні, рідше геологічні та загальнозоологічні). Серед них унікальністю вирізняються: «Жижавський», «Обіжевський», «Панівецька дача», «Вендичанська Дубина», «Шупарський», «Кармалюкова гора», «Совий яр», «Чапля» – заказники загальнодержавного значення та багато інших природоохоронних об'єктів.

На території Середнього Придністров'я в межах НПП «Подільські Товтри» також знаходяться два водно-болотних угіддя, внесених до Рамсарського списку: «Пониззя річки Смотрич» та «Бакотська затока» [10].

Проте, не вся флора та рослинність боліт репрезентативно представлена в природно-заповідному фонді регіону. Фактором, що підтверджує слабку вивченість боліт даної території є те, що в ході наших досліджень було виявлено, що більшість болотних масивів взагалі не досліджувались геоботаніками, а отже були невідомі науці, проте вони мають інколи рідкісний флористичний склад, та заслуговують на одержання природоохоронного статусу. До таких відноситься вільхове болото в с.Дзвинячка Борщівського району Тернопільської обл., яке знаходиться на південній межі ареалу вільхових боліт; схилове болото поблизу с.Мала Бережанка Чемеровецького району Хмельницької обл., на якому виявлене угруповання *Phragmites australis* з *Phragmites altissimus* – нового для України інвазійного виду; заплавне болото на околицях с.Кукавка, Могилів-Подільського району Вінницької обл., де зростає рідкісна для регіону асоціація *Equiseto palustre-Leersietum oryzosdes*; заплавне болото поблизу с.Констанція Борщівського району Тернопільської обл.,

де виявлене угруповання *Sparganietum (minimi) – Eleocharosum (palustris)*, що занесене до «Зеленої книги України» та ін. [3, 9].

Серед раритетних видів рослин боліт слід звернути увагу на *Equisetum telmateia*, *Equisetum hyemale*, *Bistorta officinalis*, *Alisma lanceolatum*, *Carex atherodes*, *Acorus calamus*, *Inula helenium*, *Iris pseudacorus*, *Sparganium minimum*, *Lemna gibba*, *Cicuta virosa* та інші, що віднесені до зникаючих або регіонально-рідкісних рослин території дослідження та потребують охорони [7, 8, 9].

На прилеглих до боліт територіях (вологих луках та відкритих водоймах) можна зустріти види, що занесені до Червоної книги України та Червоного списку водних макрофітів України: *Dactylorhiza incarnata*, *Dactylorhiza maculata*, *Epipactis palustris*, *Nymphoides peltata*, *Orchis palustris*, *Nymphaea alba*, *Nymphaea candida*, *Atropa belladonna* [11, 12]. Будь-які зміни в гідрологічному режимі боліт можуть призвести до зникнення даних видів та угруповань з їх участю на цих територіях.

Слід зазначити, що завдання охорони рідкісних болотних фітоценозів досить складне, оскільки надання їм природоохоронного статусу не гарантує фактичного ефективного збереження. Природоохоронний режим лише не допускає швидкої докорінної трансформації цих екосистем і перетворення болотних угруповань в орні землі. Тому система охоронних заходів щодо рідкісних болотних фітоценозів повинна бути комплексною й розглядатися в кількох аспектах – екологічному, біологічному, фітоценологічному, з урахуванням загальної екологічної ситуації в регіоні, характеру рельєфу місцевості, інтенсивності антропогенного впливу, функціонально-структурних особливостей раритетних болотних угруповань, категорії їх рідкості.

Розглядаючи проблему збереження рідкісних болотних угруповань в екологічному аспекті, ряд дослідників дійшли висновку, що кращий ефект дає охорона великих болотних масивів. Разом з тим, висока ефективність охорони може бути досягнута не лише за рахунок масивності болота, але й в наслідок його екосистемної автономності, ізолюваності від суміжних територій, охоплених інтенсивним обробітком. За такої ізолюваності параметри едатопа стабільні, чіткіше проявляється екологічно зумовлена поведінка видів-ценозоутворювачів, що забезпечує природну сталість рідкісних фітоценозів [2, 7, 13].

Таким чином, одним з основоположних принципів збереження рідкісних болотних угруповань є забезпечення високого ступеня їх екосистемної автономності та недопущення негативного зовнішнього впливу. Враховуючи те, що найбільш значні зміни відбуваються на периферійній частині боліт, збереженню рідкісних гігрофільних фітоценозів буде сприяти підтримання великомасивності боліт і вичленування охоронних зон навколо них.

Це особливо стосується схилових боліт території дослідження. Займаючи незначні площі, вони зазнають найбільшого антропогенного впливу. На відміну від схилових боліт Карпат та північного Поділля, які утворені переважно осоково-гіпновими, хвощово-гіпновими або пухівково-гіпновими ценозами, у формуванні травостою схилових боліт Середнього Придністров'я найчастіше беруть участь фітоценози з домінуванням *Phragmites australis*, *Scirpus sylvaticus*, *Carex acuta* з різними видами лучного, лісового та рудерального різнотрав'я.

В цілому флористичний склад схилових боліт є типовим для перезволожених ділянок досліджуваної території, але він значно відрізняється від подібних боліт сусідніх територій. На основі цього ми пропонуємо приєднати три схилові болотні масиви, загальною площею 4 га, що розташовані за урочищем Совий Яр між селами Вихватнівці та Крушанівка Кам'янець-Подільського району до складу вже існуючого державного ландшафтно-ботанічного заказника «Совий яр» з метою забезпечення збереження та відтворення ландшафтного різноманіття та дотримання екологічної рівноваги на території регіону.

Ще один болотний масив, утворений на схилі поблизу села Сурженці Кам'янець-Подільського району Хмельницької області вже внесено до проекту, щодо включення його в зону регульованої рекреації НПП «Подільські Товтри» без вилучення у землекористувачів до 2022 р.

З метою подальшої охорони та збереженню водно-болотних угідь регіону визначені наступні пріоритетні задачі: суцільна їх інвентаризація; невідкладна розробка і реалізація плану управління для кожної природної території, що охороняється; оголошення всіх збережених у природному стані болотних екосистем угіддями особливого значення (міжнародного, федерального, регіонального) і створення на них охоронних природних територій; здійснення міжрегіональної координації діяльності споживачів водних ресурсів, збереження біологічного різноманіття водно-болотних угідь; удосконалення системи регламентації промислових і сільськогосподарських скидів забруднених вод в водно-болотні угіддя; розробка і реалізація програми збереження малих річок та створення штучних водойм як елементів ландшафту, що сприяють збереженню біологічного різноманіття та підтримання рівня ґрунтових вод; контроль за дотриманням водоохоронного законодавства, збереження прибережних смуг від розорювання та будівництва тваринницьких комплексів

Оголошення болотних екосистем природними територіями посиленої охорони необхідно для збереження типових болотних масивів, що збереглися на території дослідження, відновлення боліт, що мають велике водоохоронне значення для водотоку басейну Дністра, збереження природних біологічних фільтрів очищення забруднених атмосферних вод; природних резервуарів чистих прісних вод; місць зростання рідкісних та лікарських видів рослин, шляхів сезонної міграції водоплавних птахів; джерел видового, фітоценотичного та ландшафтного різноманіття.

#### БІБЛІОГРАФІЯ

1. Водно-болотні угіддя України / Марушевський Г.Б., Жарук І.С., Фесенко Г.В. та ін.. – К.: Чорноморська програма Ветландс Інтернешнл, 2006. – 312 с.
2. Екологія водно-болотних угідь і торфовищ (збірник наукових статей) // гол. ред. В.В. Коніщук. – Київ: ДІА, 2013. – 300с.
3. Зелена Книга України / За ред. Я. П. Дідуха. – К. : Альтерпрес, 2009. – 448 с.
4. Ковтун І. Види Кам'янецького Придністров'я (Хмельницька область), що підлягають охороні / І. Ковтун // Укр. бот. журн. – 2003. – №3. – С. 319–324
5. Козак М.І. Збереження та використання біорізноманіття водно-болотних угідь " НПП «Подільські Товтри» /М.І. Козак // Впровадження цілей охорони біорізноманіття національного природного парку «Подільські Товтри»: Методичні рекомендації. – Кам'янець-Подільський, 2007. – С . 24-26.
6. Козак М.І. Рідкісні ценози річок та водойм Кам'янецького Придністров'я / М.І.Козак, І.В.Федорчук // Вісник Кам'янець-Подільського національного університету ім.І.Огієнка: Серія природничі науки. – 2008. – Вип. 1. – С. 12-15
7. Куковиця Г.С. Рідкісні ендемічні та реліктові види Подільського Придністров'я / Г.С. Куковиця // Охорона природи та раціональне використання природних ресурсів. – К.: Наук. думка, 1970. – С. 31–32.
8. Офіційні переліки регіонально рідкісних рослин адміністративних територій України (довідкове видання) / Укладачі: докт. біол. наук, проф. Т.Л. Андрієнко, канд. біол. наук М.М. Перегрим. – Київ: Альтерпрес, 2012. – 148 с.
9. Раритетні фітоценози Західних регіонів України (Регіональна “Зелена книга”) / Стойко С.М., Мілкіна Л.І., Ященко П.Т., Кагало О.О., Тасенкевич Л.О. – Львів: Поллі, 1998. – 190 с.
10. Управління водно-болотними угіддями Кам'янецького Придністров'я: монографія / В.І.Карамушка, Л.Г.Любінська, М.Д. Матвєєв, О.П.Кучинська та ін.. – Кам-Под.: Пп Мошинський, 2011. – 170 с.
11. Червона книга України. Рослинний світ / за ред. Я.П. Дідуха – К.: Глобалконсалтинг, 2009. – 900 с.
12. Чорна Г. А. Флора водойм і боліт Лісостепу України. Судинні рослини. – К. : Фітосоціо-центр, 2006. – 184 с.

13. Шляхи покращання збереження торфових та інших боліт України (Матеріали навчання в Україні, 28-29 квітня 1999 р., м.Київ) /Науковий редактор: П.М.Царенко. – Київ: Техпринт. – 72 с.

## **ВЕРТИКАЛЬНИЙ РОЗПОДІЛ КІЛЬКІСНИХ ПОКАЗНИКІВ *CYANOPROKARYOTA* МІКРОФІТОБЕНТОСУ НИЖНЬОЇ ЧАСТИНИ РУСАНІВСЬКОЇ ПРОТОКИ**

*Ларіонова Д.П., Давидов О.А.*

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ  
lasp\_i@mail.ru

Розглянуто особливості вертикального розподілу чисельності та біомаси *Cyanoprokaryota* мікрофітобентосу по береговому укусу водного об'єкту придаткової мережі річкової частини Канівського водосховища у літній період. Встановлена роль *Cyanoprokaryota* у формуванні кількісних показників мікрофітобентосу.

*Ключові слова:* *Cyanoprokaryota*, мікрофітобентос, чисельність, біомаса, глибина, екологія водоростей

Peculiarities of vertical distribution of numbers and biomass of *Cyanoprokaryota* of microphytobenthos along the coast moving of the water body of the river section of the Kaniv reservoir in summer have been considered. Role of *Cyanoprokaryota* in forming of the quantitative characteristics microphytobenthos has been determined.

*Key words:* *Cyanoprokaryota*, microphytobenthos, members, biomass, depth, ecology of algae

Синьозелені водорості відіграють важливу роль у водних екосистемах, беручи участь у формуванні якості води та біопродуктивності водойм [3].

У різнотипних водних об'єктах України *Cyanoprokaryota* є постійною складовою мікрофітобентосу [2, 4, 5, 9, 10, 11, 12, 14, 16, 17]. Вони досить чутливо реагують на зміну стану водних екосистем під дією факторів середовища трансформацією як видового складу, так і кількісних показників, зокрема чисельності та біомаси і можуть використовуватись у якості аут-тасинбіоіндикаторів [13].

До теперішнього часу *Cyanoprokaryota* мікрофітобентосу Русанівської протоки – важливого елементу урболандшафту м. Києва - не вивчалися.

Метою роботи було встановлення особливостей вертикального розподілу кількісних показників *Cyanoprokaryota* по береговому укусу нижньої частини Русанівської протоки та визначення їх ролі у формуванні чисельності та біомаси мікрофітобентосу.

### *Матеріали і методи досліджень*

Матеріалами послужили дані досліджень чисельності та біомаси *Cyanoprokaryota* мікрофітобентосу водного об'єкту придаткової мережі річкової частини Канівського водосховища - Русанівської протоки у літній період 2011 р.

Проби мікрофітобентосу відбирали по береговому укусу мікробентометром МБ-ТЕ у трьох повторностях [8]. Камеральна обробка виконувалась на рахівній пластинці у краплі об'ємом 0,1 см<sup>2</sup>, відібраної штемпель-піпеткою. Біомасу водоростей визначали методом геометричної подібності.

Приуроченість *Cyanoprokaryota*, які зустрічались у мікрофітобентосі до певних біотопів аналізувалась з урахуванням даних про екологію окремих видів водоростей [1,7, 11].

### *Результати досліджень та їх обговорення*

У нижній частині Русанівської протоки від урізу води до глибини 0,5 м - суцільне бетонне облицювання, на глибині 0,5-2,5 м донні ґрунти представлені замуленим піском, від 3,0 до 6,0 м – слабо замуленим та промитим піском. Береговий укіс доволі крутий, швидкість

течії у прибережній зоні – помірна, у напрямку до стрижня збільшується. Прозорість води у період досліджень не перевищувала 2,1 м (за диском Секкі), температура - 22,3°C.

Вертикальний розподіл кількісних показників *Cyanoprokaryota* мікрофітобентосу по береговому укусу значною мірою залежав від характеру ґрунту, глибини, прозорості та специфіки гідрологічного режиму водного об'єкту, якому властиві внутрішньодобові коливання швидкості течії та рівня води, зумовлені, насамперед, піковим режимом роботи Київської ГЕС [6, 15].

На урізі водичерез внутрішньодобові коливання швидкості течії та рівня води, що спричиняли порушення стабільності тонкого шару рухливих мулистих донних відкладів на бетонному облицюванні кількісні показники *Cyanoprokaryota* були невисокими: чисельність не перевищувала 20,616 тис.кл/10 см<sup>2</sup>, біомаса 0,001 мг/10 см<sup>2</sup>, що складало 64,9 та 2,9 % від відповідних показників водоростей на дні.

На глибині 0,5 м укусу, поза межами коливання рівня води, на замуленому піску умови для вегетації *Cyanoprokaryota* на дні були більш сприятливими – кількісні показники у порівнянні з аналогічними на урізі води збільшувались у рази: чисельність до 164,835 тис.кл/10 см<sup>2</sup>, біомаса – 0,007 мг/10 см<sup>2</sup>, що складало 88,2 та 8,9 % від відповідних показників мікрофітобентосу.

Найбільшими кількісними показниками *Cyanoprokaryota* на дні літоральної зони характеризувалися ділянки з глибиною 1,0 м, де їх чисельність досягала 334,307 тис.кл/10 см<sup>2</sup>, біомаса – 0,018 мг/10 см<sup>2</sup>, що складало 91,8 та 18,8 % від відповідних показників мікрофітобентосу.

Глибше по береговому укусу кількісні показники *Cyanoprokaryota* мікрофітобентосу суттєво зменшувались. Певною мірою це обумовлено досить крутим укосом на горизонтах 1,5-3,0 м, зниженням прозорості води та збільшенням швидкості течії. За таких умов на глибині 1,5 м рівень вегетації *Cyanoprokaryota* нижчий, ніж на глибинах 0,5-1,0 м: чисельність 102,009 тис.кл/10 см<sup>2</sup>, біомаса 0,001 мг/10 см<sup>2</sup>, що складало 85,6 та 1,7 % від відповідних показників мікрофітобентосу; на глибині 2,0 м - відповідно 53,835 тис.кл/10 см<sup>2</sup> і 0,001 мг/10 см<sup>2</sup> (78,7 та 2,1 %).

На глибині 2,5-3,0 м умови для вегетації *Cyanoprokaryota* на дні погіршувались. Чисельність *Cyanoprokaryota* на глибині 2,5 м зареєстрована на рівні 14,208 тис.кл/10 см<sup>2</sup>, біомаса - 0,001 мг/10 см<sup>2</sup>, що складало 56,9 та 2,6 % від відповідних показників мікрофітобентосу.

Найменші кількісні показники *Cyanoprokaryota* мікрофітобентосу у літоральній зоні відмічені на глибині 3,0 м: чисельність не перевищувала 6,882 тис.кл/10 см<sup>2</sup>, біомаса - 0,001 мг/10 см<sup>2</sup>, що складало 49,6 та 3,3 % від відповідних показників мікрофітобентосу.

Ділянка нижньої частини Русанівської протоки з глибиною 6,0 м межує із стрижнем та вирізняється максимальною швидкістю течії, особливо у період високих об'ємів попусків Київської ГЕС, що призводить до порушення стабільності донних ґрунтів, визваного динамікою водних мас. У сукупності із значним зниженням прозорості води у придонному шарі це лімітує розвиток *Cyanoprokaryota* на дні, кількісні показники яких були найнижчими серед інших горизонтів: чисельність – 2,221 тис.кл/10 см<sup>2</sup>, біомаса менше 0,001 мг/10 см<sup>2</sup>, що складало 6,7 та 3,7 % від відповідних показників мікрофітобентосу.

Слід зазначити, що основу кількісних показників *Cyanoprokaryota* мікрофітобентосу на всіх досліджених глибинах берегового укусу формували представники родів *Oscillatoria* та *Phormidium*: облігатні бентонти *Oscillatoria amphibia* Ag., *Phormidium foveolarum* (Mont.) Gom., *Ph. retzii* (Ag.) Gom., а також факультативний бентоніт *O. tenuis* Ag.

#### ВИСНОВКИ

Встановлено, що *Cyanoprokaryota* відіграють важливу роль у створенні чисельності та біомаси мікрофітобентосу.

Вертикальний розподіл кількісних показників *Cyanoprokaryotano* береговому укусу значною мірою залежить від характеру ґрунту, глибини, прозорості, внутрішньодобових

коливань течії та рівня води. Найбільшого розвитку вони досягали на глибині 1,0 м, у глибоководній зоні показники мінімальні.

Основу чисельності та біомаси *Cyanoprokaryota* мікрофітобентосу формували факультативні та облігатні бентонти – представники родів *Oscillatoria* та *Phormidium*.

#### БІБЛІОГРАФІЯ

1. Барінова С.С., Медведєва Л.А., Анисимова О.В. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. – Тель-Авив: PiliesStudio, 2006. – 498 с.
2. Владимірова К.С. Фитомікробентос Дніпра, його водохранилищ і Дніпровско-Бугського лимана. К.С. Владимірова К., «Наук.думка», 1978. – 232 с.
3. Водоросли. Справочник / Вассер С.П., Кондратьєва Н.В., Масюк Н.П. и др. – Киев: Наук.думка, 1989. – 608 с.
4. Давидов О.А. Структурні компоненти мікрофітобентосу як індикатори впливу антропогенних чинників на водні об'єкти / О.А.Давидов // Наук. зап. Терноп. держ. пед. ун-ту ім. Володимира Гнатюка. Серія: Біол. – 2009. – №3(40). – С. 47 – 56.
5. Дніпровско-Бугская естуарная екосистема / Жукинський В.Н., Журавлева Л.А., Иванов А.И. и др.; Отв. ред. Зайцев Ю.П.; АН УССР. Ин-т гидробиологии. – Киев: Наук.думка, 1989. – 240 с.
6. Дубняк С.С. Гідродинаміка мілководь дніпровських водосховищ, її екологічна роль: Автореф. дис....канд.геогр.наук. – Київ, 1977. – 17 с.
7. Кондратьєва Н.В. Визначник прісноводних водоростей Української РСР. I. Синьозелені водорості; Ч. 2. – К.: Наук.думка, 1968. – 524 с.
8. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / [Арсан О.М., Давидов О.А., Дьяченко Т.М. та ін.]; за ред. В.Д.Романенка. – НАН України, Ін-т гідробіології. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
9. Окснюк О.П. Водоросли каналов мира. – К., «Наук.думка», 1973. – 207 с.
10. Окснюк О.П., Давыдов О.А., Дьяченко Т.Н., Меленчук Г.В., Тарашук О.С. Донная растительность речного участка Каневского водохранилища / О.П. Окснюк, О.А. Давыдов, Т.Н. Дьяченко, Г.В. Меленчук, О.С. Тарашук – Киев: Институт гидробиологии НАНУ, 2005. – 40 с.
11. Окснюк О.П., Давыдов О.А., Карпезо Ю.И. Эколого-морфологическая структура микрофитобентоса / О.П. Окснюк, О.А. Давыдов, Ю.И. Карпезо // Гидробиол. журн. – 2008. – Т. 44, №6. – С. 15 – 27.
12. Окснюк О.П., Давыдов О.А. Альгоценозы микрофитобентоса водохранилищ Дніпра и Дніпровско-Бугской устьевой области / О.П. Окснюк, О.А. Давыдов // Гидробиол. журн. – 2010. – Т. 46, №2. – С. 48 – 70.
13. Окснюк О.П., Давыдов О.А. Санитарная гидробиология в современный период. Основные положения, методология, задачи / О.П. Окснюк, О.А. Давыдов // Гидробиол. журн. – 2012. – Т. 48, №6. – С. 50 – 65.
14. Растительность и бактериальное население Дніпра и его водохранилищ / Сиренко Л.А., Корелякова И.Л., Михайленко Л.Е. и др.; Отв. ред. Кондратьєва Н.В., АН УССР. Ин-т гидробиологии. – Киев: Наук.думка, 1989. – 232 с.
15. Тимченко В.М., Дубняк С.С. Экологические аспекты водного режима Киевского участка Каневского водохранилища // Гидробиол. журн. – 2000. – 36, № 3. – С. 57-67.
16. Ярмошенко Л.П. Формування мікрофітобентосу верхньої частини Канівського водосховища за умов антропогенного впливу: Автореф. Дис....канд. біол. наук. – К., 2007. – 24 с.
17. Ярмошенко Л.П. Сукцессия микрофитобентоса верхней части Каневского водохранилища / Л.П. Ярмошенко // Гидробиол. журн. – 2013. – Т. 49, № 4. – С.18 – 30.



# СТАН МЕЛІОРОВАНИХ ЗЕМЕЛЬ І ФІНАНСУВАННЯ РЕМОНТНИХ РОБІТ НА ОСУШУВАЛЬНІЙ МЕРЕЖІ ВОЛИНСЬКОЇ ОБЛАСТІ

*Ліщук Н.М.*

Національний університет біоресурсів і природокористування України, м. Київ,  
ninelutsk@gmail.com

Стан меліорованих систем впливає на підтоплюються населені пункти та сільськогосподарські посіви під час паводків. Відведення надлишкових вод стає неможливим через технічний стан внутрігосподарської осушувальної мережі (замулення і заростання каналів) [1]. Спостерігається вторинне заболочування та деградація земель. Стан меліоративного фонду має суттєвий вплив на рівні ґрунтових вод та осушені ландшафти.

Частина відкритої меліоративної мережі (9,24 тис. км) Волинської області потребує проведення ремонту, оскільки вона має частково замулені канали, пошкоджене гідромеханічне обладнання та кріплення у верхньому і нижньому б'єфах регулюючих гідротехнічних споруд. Для формування ринку осушених сільськогосподарських земель необхідно здійснити заходи, які можуть ліквідувати ці недоліки. Обсяги робіт наведені на рис. 1.

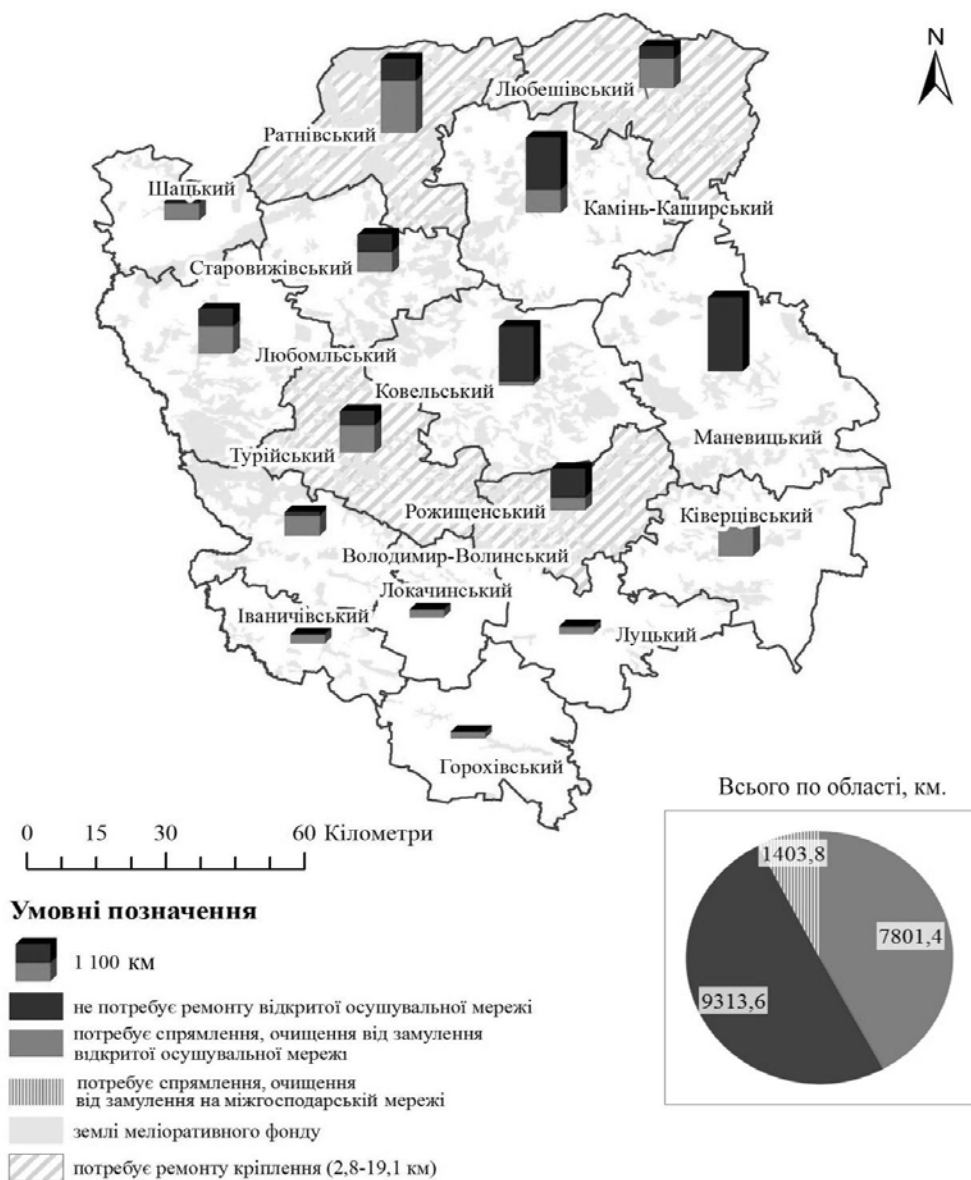


Рис. 1. Картосхема розподілу відкритої осушувальної мережі Волинської області, що потребує ремонту

Меліоративні канали Ратнівського, Ківерцівського, Любешівського, Любомльського, Турійського районів потребують спрямлення, очищення від замулення від 850 до 1600 км у кожному. У Іваничівському, Локачинському, Горохівському, Ківерцівському, Луцькому, Шацькому районах 89-100% загальної довжини каналів потребує проведення аналогічних заходів. Найсприятливіша ситуація у Маневицькому та Ковельському районах. Ремонт кріплень передбачається у 4 районах області (рис. 1.), зокрема залізобетонними плитами 5,3 км (із 6,1 км наявних кріплень), плетневим і дощатим – 27,6 км (із 86,4 км кріплень такого типу).

Експлуатаційні водогосподарські організації у 90-ті роки ХХ ст. осушували торфовища кротовим дренажем та проводили глибоке розпушування осушених мінеральних ґрунтів щорічно на площі 15-18 тис. га. В останні роки ці заходи не проводяться взагалі. Це стало причиною нанесення значних збитків (понад 200 млн. грн.) сільськогосподарським товаровиробникам області під час паводку у 2006 році.

За висновками комісії з інвентаризації меліорованих земель Волинської області, для покращення меліоративного стану і оперативного регулювання водно-повітряного режиму осушених торфовищ на площі 10,6 тис. га необхідно влаштувати кротовий аераційний дренаж, з них 8,8 тис. га у Ратнівському районі. Глибоке рихлення мінеральних ґрунтів необхідно провести на площі 88,9 тис. га., з них найбільше у Ратнівському (20,4 тис. га), Ківерцівському (18,1 тис. га), Володимир-Волинському (15,9 тис. га) і Старовижівському (13,1 тис. га) районах.

Структура та динаміка фінансування ремонтних робіт Волинським обласним управлінням водних ресурсів відображена на рис. 2.

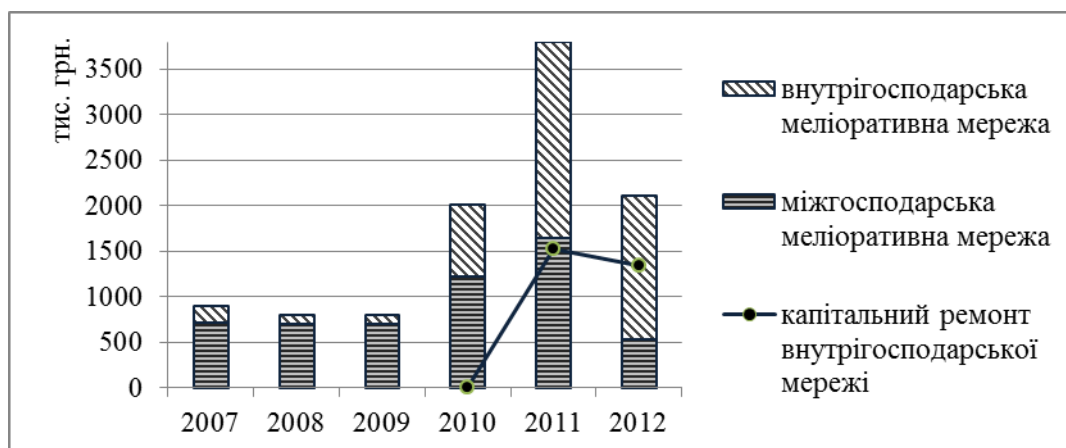


Рис. 2. Фінансування ремонтних робіт

За досліджуваний період спостерігається зростання обсягу фінансування реконструкції та ремонту меліоративної мережі, зокрема внутрігосподарської. Завдяки цьому здійснений капітальний ремонт у 2011 та 2012 роках. Значне зростання обсягу фінансування капітального ремонту міжгосподарської меліоративної мережі у 2011 році відбулося за рахунок виділення коштів із резервного фонду Кабінету Міністрів України згідно розпорядження від 11 травня 2011 року №384-р "Про виділення коштів для здійснення заходів, спрямованих на запобігання виникненню надзвичайних ситуацій на території Волинської області" [2].

Динаміка витрат на ремонт держаних меліоративних систем, які мають міжгосподарське значення, є позитивною (від 9,5 млн. грн. у 2005 році до 27,7 млн. грн. у 2012 році). Частина витрат – це витрати на капітальний ремонт (0-6%). Операційні кошти, які становлять біля 90%, спрямовані на обслуговування та експлуатацію меліоративних систем. Решта – на поточний ремонт. Планування поточного ремонту щорічно здійснюється

після закінчення вегетаційного сезону разом із Мінагрополітики на підставі дефектних актів (актів обстеження технічного стану систем).

Оптимальним варіантом використання коштів є реконструкція меліоративних систем, яка є економічно вигідною. Затрати на її проведення на 20-30% менші нового будівництва, і вона дозволяє збільшити продуктивність земель на 25-40% [3].

Одним із джерел фінансування реконструкції та меліоративних заходів є бюджетна програма «Експлуатація державного водогосподарського комплексу та управління водними ресурсами». Динаміка фінансування цієї програми відображена на рис. 3.

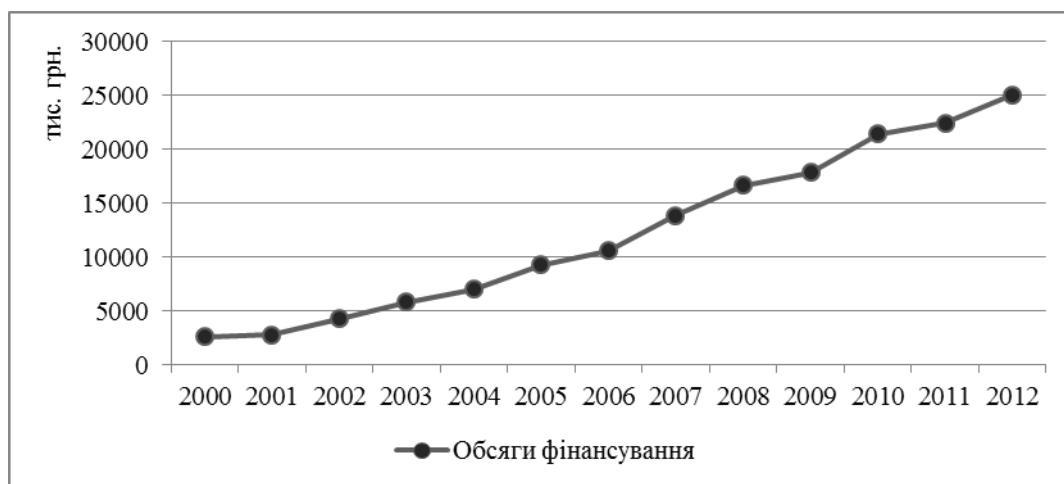


Рис. 3. Фінансування меліоративних заходів за 2000-2012 роки

За рахунок коштів програми утримуються державні водогосподарські фонди, забезпечується ремонт і робота державних насосних станцій та інші витрати. Реконструкція дозволяє запровадити досконаліші технології водорегулювання, механізацію та автоматизацію процесів, що зменшують витрати на експлуатацію, забезпечують дотримання екологічних вимог та охорони навколишнього природного середовища.

Джерелом коштів для проведення заходів із реконструкції внутрігосподарської мережі є програма заходів щодо запобігання підтопленню населених пунктів та сільськогосподарських і лісогосподарських угідь Волинської області.

У 2013 році був відносно рівномірний розподіл коштів у межах Волинської області. Оскільки площі меліорованих земель у кожному районі не однакові, то і обсяг фінансування, що припадає на 1 га земель, є різним. На півдні області цей показник вищий, зокрема в Іваничівському та Володимир-Волинському районах виділено від 50 до 250 тис. грн. на сільську раду (Старолішнянська – 255 тис. грн., Павлівська – 120 тис. грн., П'ятиднівська – 102 тис. грн., Рогожанська – 86 тис. грн.). Кошти були спрямовані на відновлення внутрігосподарських меліоративних каналів (в т. ч. лісових), будівництво захисних дамб та насосних станцій.

У 2012 році роботи щодо впорядкування меліоративної мережі виконувалися 767 безробітними, на оплату праці яких використано 635,4 тис. грн. коштів Фонду загальнообов'язкового державного соціального страхування на випадок безробіття. Очищено 270,12 км. систем меліоративних каналів. На розчищення внутрішніх каналів передбачено 4,5 млн. грн.

Рациональне використання бюджетних коштів на експлуатацію осушувальних систем і меліорацію земель, реконструкцію і технічне удосконалення діючих систем, довгострокових державних і комплексних програм забезпечує Волинське обласне управління водних ресурсів.

Зростання обсягів фінансування повинне мати позитивний ефект на стан і функціонування меліоративних систем. Проте фактично він може знижуватися в наслідок інфляції.

## БІБЛІОГРАФІЯ

1. Кожушко Л. Ф. Технічний стан меліоративних систем як складова при формуванні ринку осушених сільськогосподарських земель / Л. Ф. Кожушко, Т. А. Велесик // Проблеми раціонального використання соціально-економічного та природно-ресурсного потенціалу регіону: фінансова політика та інвестиції. Збірник наукових праць. – Випуск XVI, № 2. – Київ, СЕУ / Рівне, НУВГП. – 2010. – С. 418-427.
2. Розпорядження Кабінету Міністрів України №384-р від 2 березня 2010 року "Про виділення коштів для здійснення заходів, спрямованих на запобігання виникненню надзвичайних ситуацій на території Волинської області" [Електронний ресурс]. – Режим доступу: [http://search.ligazakon.ua/l\\_doc2.nsf/link1/KR110384.html](http://search.ligazakon.ua/l_doc2.nsf/link1/KR110384.html)
3. Филиппов А. М. Опыт реконструкции осушительных систем в Белоруссии / А. М. Филиппов, Л. К. Стычинский // Гидротехника и мелиорация – 1984. – 310 с.

## ВЛИЯНИЕ ГУМАТОВ НАТРИЯ И КАЛИЯ НА СОДЕРЖАНИЕ ХЛОРОФИЛЛА А И КАРОТИНОИДОВ У ПРЕДСТАВИТЕЛЕЙ *СYANOPHYTA* И *CHLOROPHYTA*

*Медведь В.А., Горбунова З.Н.*

Институт гидробиологии НАН Украины г. Киев, Украина  
vika\_med@i.ua

Гумусовые вещества практически всегда присутствуют в природных водах. В частности, в днепровских водохранилищах их доля составляет 65–90% [4]. Это достаточно сложная смесь соединений разного состава, свойств и строения [5, 9]. Гумусовые вещества выполняют в биосфере множество важных функций: аккумулятивную, транспортную, регуляторную, протекторную, физиологическую и ряд других [5, 8]. Известно, что данные органические вещества в значительной степени компенсируют отрицательный эффект антропогенного воздействия. Есть сведения, что гумусовые вещества регулируют влияние кислых атмосферных осадков, являются природным щитом против УФ-излучения и действуют как природный сток для различных химикатов, а также напрямую взаимодействуют с водными организмами и могут действовать как гербициды и псевдогормоны на различные виды нематод [10, 14, 15].

Гумусовые вещества представлены в основном гуминовыми и фульвокислотами, которые в кислых водах способны существовать в свободном состоянии [7]. Они способны к реакциям ионного обмена, в результате чего образуются комплексные соединения с одно- и двухвалентными металлами (гуматы). Гуматы щелочных металлов хорошо растворимы в воде, щелочноземельных – нерастворимы. При этом ионный состав воды изменяется и даже при высоком содержании гуминовых кислот может напоминать дистиллированную воду [3, 4].

Известно, что растительные пигменты широко используются в гидробиологии как показатели первичной продукции, качества воды, трансформации водных масс, трофности водоемов и др. Сведения о пигментах имеют особое значение для понимания механизма продукционного процесса в водоемах. Одним из показателей состояния пигментного фонда, который используется для оценки физиологического состояния растительных сообществ, является пигментный индекс. Это соотношение между концентрациями желтых и зеленых пигментов (Каротиноиды/Хлорофилл *a*), величина которого изменяется в разных условиях роста организма [1].

В связи с этим мы исследовали изменение содержания хлорофилла *a*, каротиноидов и величины пигментного индекса у некоторых представителей *Cyanophyta* и *Chlorophyta* при добавлении в культуры водорослей препаратов гумата калия и гумата натрия.

Исследования проводили на альгологически чистых культурах зеленых водорослей *Tetraëdron caudatum* (Corda) Hansg. IBASU-A 319, *Desmodesmus brasiliensis* (Bohl.) Hegew.

IBASU-A и синезеленых *Microcystis aeruginosa* Kütz. emend. Elenk. HPDP-6, *Anabaena cylindrica* Lemm. HPDP-1 и *Phormidium autumnale* f. *uncinata* (Ag.) Kondrat. HPDP-18. Концентрации гуматов калия и натрия, которые вносили в среду, составляли 5 и 10 мг/л. Отбор образцов биомассы водорослей для определения содержания фотосинтетических пигментов [11, 13] осуществляли через 24 часа после добавления в среду исследуемых соединений. Контролем служили водоросли, выращиваемые на среде без гуматов.

Результаты исследований показали (табл. 1), что у основного возбудителя «цветения» воды *Microcystis aeruginosa* уже через 24 часа экспозиции с гуматами натрия или калия четко просматривается снижение (по сравнению с контролем) в биомассе удельного содержания хлорофилла *a* (в пересчете на сухой вес). Это явление наблюдается при обеих концентрациях исследуемых органических веществ. Однако наиболее существенные изменения исследуемого показателя у *Microcystis aeruginosa* отмечены при внесении в среду гумата натрия (на 37,4 и 29,2% соответственно при 5,0 и 10,0 мг/л).

Табл. 1. Изменение удельного содержания хлорофилла *a* в биомассе синезеленых и зеленых водорослей в условиях влияния гуматов калия и натрия (% по сравнению с контролем)

Вид водоросли	Хлорофилл <i>a</i>			
	Концентрация гумата натрия, мг/л		Концентрация гумата калия, мг/л	
	5	10	5	10
<i>Microcystis aeruginosa</i>	62,6	70,8	86,0	74,0
<i>Anabaena cylindrica</i>	134,1	139,8	75,8	116,8
<i>Phormidium autumnale</i> f. <i>uncinata</i>	91,4	121,9	76,9	75,7
<i>Tetraëdron caudatum</i>	255,1	137,9	237,4	139,4
<i>Desmodesmus brasiliensis</i>	249,7	122,4	201,7	103,0

Эффект влияния гуматов на зеленые пигменты другого представителя *Cyanophyta* *Anabaena cylindrica* носил несколько иной характер (см. табл. 1). При концентрации гумата калия 5,0 мг/л происходило снижение (по сравнению с контролем) удельного содержания хлорофилла *a* (на 24,2%). В остальных же вариантах опыта зарегистрировано повышение величины этого показателя, причем более значительное при внесении в культуру гумата натрия (на 34,1 и 39,8% соответственно при 5,0 и 10,0 мг/л).

Исследование влияния гуматов на фотосинтетические пигменты *Phormidium autumnale* f. *uncinata*, доминирующего вида альгофлоры в фитоперифитоне днепровских водохранилищ, показало, что при концентрациях 5,0 мг/л гумата натрия и 5,0 и 10 мг/л гумата калия происходит снижение (по сравнению с контролем) удельного содержания хлорофилла *a*. При этом при высоком (10 мг/л) количестве в культуре гумата натрия зарегистрировано повышение на 21,9% (по сравнению с контролем) величины показателя этого пигмента (см. табл. 1).

При изучении воздействия гуматов на пигменты зеленых водорослей *Tetraëdron caudatum* и *Desmodesmus brasiliensis* установлено, что при добавлении в их культуры гуматов происходит повышение (по сравнению с контролем) удельного содержания хлорофилла *a* в биомассе, причем более значительное при меньшем (5,0 мг/л) количестве исследуемых органических веществ в культуре. В частности, у *Tetraëdron caudatum* величина этого показателя превышала значение в контроле на 155,1 и 137,4%, а у *Desmodesmus brasiliensis* – на 149,7 и 101,7% соответственно при добавлении в культуры 5,0 мг/л гумата калия и 5,0 мг/л гумата натрия (см. табл. 1).

Исследование влияния гуматов щелочных металлов на суммарное содержание каротиноидов в биомассе синезеленых водорослей показало, что у *Microcystis aeruginosa*

наблюдается снижение (по сравнению с контролем) количества этих пигментов во всех вариантах опыта (табл. 2).

Табл. 2. Изменение суммарного содержания каротиноидов в биомассе синезеленых и зеленых водорослей в условиях влияния гуматов калия и натрия (% по сравнению с контролем)

Вид водоросли	Каротиноиды			
	Концентрация гумата натрия, мг/л		Концентрация гумата калия, мг/л	
	5	10	5	10
<i>Microcystis aeruginosa</i>	73,7	79,5	71,6	56,2
<i>Anabaena cylindrica</i>	127,5	126,3	73,9	99,6
<i>Phormidium autumnale</i> f. <i>uncinata</i>	85,2	130,7	75,5	78,4
<i>Tetraëdron caudatum</i>	190,6	96,5	209,8	120,9
<i>Desmodesmus brasiliensis</i>	252,1	139,5	136,1	84,3

Эффект влияния гуматов на содержание каротиноидов в биомассе *Anabaena cylindrica* носил несколько иной характер (см. табл. 2). Так, при добавлении в культуру 5,0 и 10,0 мг/л гумата натрия наблюдалось увеличение (по сравнению с контролем) количества этих пигментов (на 27,5 и 26,3%, соответственно), при 5,0 мг/л гумата калия – снижение (на 26,1%). При этом при повышении концентрации гумата калия в культуре до 10,0 мг/л достоверной разницы с контролем не отмечено.

При изучении воздействия гуматов на содержание каротиноидов в биомассе *Phormidium autumnale* f. *uncinata* установлено, что при добавлении в культуру 10,0 мг/л гумата натрия зарегистрировано незначительное повышение (на 3,5%) их количества (см. табл. 2). При этом при концентрации гумата натрия 5,0 мг/л и гумата калия 5,0 и 10 мг/л у этого представителя Cyanophyta отмечено заметное снижение (по сравнению с контролем) количества желтых пигментов в биомассе (на 14,8%, 24,5% и 21,6%, соответственно).

Исследование влияния гуматов на суммарное содержание каротиноидов в биомассе зеленых водорослей показало, что при их концентрации в культуре 5,0 мг/л зарегистрировано увеличение (по сравнению с контролем) количества этих пигментов (см. табл. 2). В частности, у *Tetraëdron caudatum* количество желтых пигментов в опыте превышало значение в контроле на 90,6 и 109,8%, у *Desmodesmus brasiliensis* на 152,1 и 36,1%, соответственно при добавлении гумата калия и натрия.

При высоком (10,0 мг/л) количестве гуматов в культуре характер изменения содержания каротиноидов у исследованных видов зеленых водорослей существенно отличался. Так, у *Tetraëdron caudatum* с добавкой в культуру 10,0 мг/л гумата натрия величина этого показателя достоверно не изменилась, у *Desmodesmus brasiliensis* – увеличилась на 39,5% (по сравнению с контролем). При этом у *Tetraëdron caudatum* с добавкой в культуру 10,0 мг/л гумата калия содержание желтых пигментов увеличилось на 20,9%, у *Desmodesmus brasiliensis* – снизилось на 15,7%.

Результаты исследований показали, что у исследованных представителей синезеленых водорослей добавление в культуры гуматов калия и натрия (5,0 и 10,0 мг/л) в большинстве случаев вызывает снижение (по сравнению с контролем) величины пигментного индекса (табл. 3). Исключением оказались варианты опыта с *Microcystis aeruginosa* (при добавке в культуру 5,0 мг/л гумата калия) и с *Phormidium autumnale* f. *uncinata* (при добавке в культуру 10,0 мг/л гумата калия), в которых величина этого показателя превышала значение в контроле (соответственно на 3% и 8%).

При изучении воздействия гуматов калия и натрия (5,0 и 10,0 мг/л) на пигментный индекс зеленых водорослей установлено, что величина этого показателя в опытных вариантах не превышала значения в контроле (см. табл. 3).

Табл. 3. Изменение величины пигментного индекса у синезеленых и зеленых водорослей в условиях влияния гуматов калия и натрия (% по сравнению с контролем)

Вид водоросли	Каротиноиды			
	Концентрация гумата натрия, мг/л		Концентрация гумата калия, мг/л	
	5	10	5	10
<i>Microcystis aeruginosa</i>	103,4	96,6	71,0	86,3
<i>Anabaena cylindrica</i>	93,5	90,3	97,5	85,2
<i>Phormidium autumnale</i> f. <i>uncinata</i>	94,7	107,9	93,1	84,0
<i>Tetraëdron caudatum</i>	84,7	82,5	88,4	86,4
<i>Desmodesmus brasiliensis</i>	82,9	95,0	74,3	77,9

Полученные данные по изменению величины пигментного индекса при добавлении в культуры препаратов гуматов натрия и калия могут косвенно свидетельствовать о сравнительно одинаковом уровне физиологического состояния исследованных видов водорослей в условиях эксперимента.

Таким образом, результаты наших исследований свидетельствуют о том, что гуматы щелочных металлов, а именно калия и натрия, оказывают определенную биологическую активность по отношению к исследованным видам как зеленых, так и синезеленых водорослей. Она выражается в изменении удельного содержания хлорофилла *a*, суммарного количества каротиноидов и величины пигментного индекса в биомассе растительных организмов в зависимости от их таксономической принадлежности. Наблюдаемые нами различия в индивидуальной чувствительности исследованных видов альгофлоры к присутствующим в воде экзогенным гуматам натрия и калия могут быть важным фактором формирования альгосообществ

На наш взгляд, механизм влияния исследованных гумусовых веществ на фотосинтетические пигменты может быть связан как с прямым действием препаратов гумата натрия и калия на молекулы, так и с изменением их физико-химического окружения в мембране. При этом происходит изменение проницаемости клеточной мембраны, вязкости и коллоидной структуры протоплазмы, синтеза полимеров [12]. Согласно данным литературы, гидрогумат гуминового препарата из торфа не проникает в растительную клетку, а, оказывая прямое мембранотропное действие, вызывает перестройку мембран, которая обуславливает изменения в цепи метаболических реакций [6]. Считают также, что гумат натрия влияет на формирование системы поглощения  $K^+$  и  $H^+$  [2].

Другое объяснение действия гумусовых веществ на фотосинтетические пигменты водорослей может быть связано с опосредованным влиянием гуматов щелочных металлов на биоту, которое в основном проявляется в изменении условий окружающей среды, в частности биодоступности питательных веществ [12].

#### БИБЛИОГРАФИЯ

1. Елизарова В.А. Состав и содержание пигментов в водах Рыбинского водохранилища // Гидробиол. журн. – 1973. – 9, № 2. – С. 22–23.
2. Казарян Г.Т., Хачатрян Г.Н., Панасян Г.А. Влияние гумата натрия на мембранный транспорт  $K^+$  и  $H^+$  в корневых клетках разновозрастных растений кукурузы // Ионный транспорт и усвоение элементов минерального питания растениями. 5 Школа – семинар, Чернигов, 1988. – Киев. 1991. – С. 128–134.
3. Карпевич А.Ф. Теория и практика акклиматизации водных организмов. – М. Пищевая пром-сть, 1975. – 432 с.

4. Линник П.Н., Васильчук Т.А. Роль гумусовых веществ в процессах комплексообразования и детоксикации (на примере водохранилищ Днепра) // Гидробиол. журн. – 2001. – 37, № 4. – С. 98–112.
5. Линник П.Н., Васильчук Т.А., Линник З.П. Гумусовые вещества природных вод и их значение для водных экосистем (Обзор) // Гидробиол. журн. – 2004. – 40, № 1. – С. 81–107.
6. Овчинникова Т.Ф., Кудряшов А.П., Мажуль В.М., Наумова Г.В., Райцина Г.И. О мембранной активности гидрогумата гуминового препарата из торфа // Биологические науки. – 1991. – № 10. – С. 103–109.
7. Орлов Д.С. Гуминовые вещества в биосфере.– М.:Наука, 1993.– 300 с.
8. Орлов Д. С. Гуминовые вещества в биосфере // Сорос. образ. журнал. – 1997. – № 2. – С. 56–63.
9. Орлов Д. С., Садовникова Л. К., Суханова Н. И. Химия почв. – М.: Высш. школа, 2005. – 558 с.
10. Чуков С. Н. Структурно-функциональные параметры органического вещества почв в условиях антропогенного воздействия. – СПб.: Изд. С.-Петербур. ун-та, 2001. – 216 с.
11. Jeffrey S.W., Humphrey F.H. New spectrophotometric equations for determining chlorophyll *a*, *b*, *c*<sub>1</sub> and *c*<sub>2</sub> in higher plants, algae and natural phytoplankton // Biochem. Physiol. Pflanz. – 1975. Bd. 167. – P. 171–194.
12. Kulikova N.A., Stepanova E.V., Koroleva O.V. Mitigating activity of humic substances: direct influence on biota. *Use of humate to remediate polluted environments: From theory to practice*. Edited by I.V. Perminova, Kirk Hatfield and Norbert Hertkorn. NATO Science Series. IV. Earth and Environmental Sciences, Springer. – 2005. Vol. 52. – P.285–309.
13. Parsons T.R., Strickland J.D.H. Discussion of spectrophotometric determination of marine-plant pigments and carotinoids // J. Marine. Res. – 1963. – Vol. 21, N 3. – P. 155–163.
14. Santos E. B. H., Esteves V. I., Rodrigues J. P. C., Duarte A. C. Humic substances' proton-binding equilibria: assessment of errors and limitations of potentiometric data // Anal. Chim. Acta. – 1999. – V. 392. – № 2–3. – P.333–341.
15. Steinberg C. Die lange vernachlässigte ökologische regulation in Binnengewässern: geloste Huminstoffe. Teil 1. Wo liegt das Problem? // Wasser und Boden. 2001. – 53, N11. – S. 41–43.

## **ДОСЛІДЖЕННЯ ХІМІЧНОГО СКЛАДУ ВОДИ ПРИЧОРНОМОРСЬКИХ ЛИМАНІВ В МЕЖАХ НПП «ТУЗЛІВСЬКІ ЛИМАНИ»**

*Медведєв О.Ю.*

Національний природний парк «Тузлівські лимани», м. Татарбунари  
oggme\_team@mail.ru

Рівневий режим лиманів і хімічний склад їх вод забезпечується взаємодією багатьох факторів, головні з них: схилів і річний стік, атмосферні опади, випаровування, приток морських вод, підземний стік, глибина, ширина, довжина водойм. Вплив тих чи інших факторів в лиманах різного типу неоднаковий, що і визначає особливості хімічного складу води кожного з них.

В наслідок після льодовикової трансгресії в долинах річок виникли естуарії і морські заливи. Майже всі лимани пережили стадію відкритого естуарію яка змінилася в більшості випадків озерно-лиманною. Від початку утворення лиманів і в продовж їх розвитку хімічний склад і мінералізація лиманних вод потерпала неодноразових змін, чітко реагуючи на зміну геологічних, геоморфологічних і кліматичних умов.

На водних об'єктах Національного парку загалом, поки що, відсутні стаціонарні спостереження за динамікою водного режиму водойм. Але за даними проведених польових спостережень в другій половині 2012 року можна зробити деякі основні висновки. По-перше,



хід рівня води в лиманах визначається режимом рівня моря, інтенсивністю водообміну з морем, режимом малих річок які впадають в деякі водойми і процесом випаровування.

Річка Алкалія впадає в лиман Солоний. До впадіння в водойму русло ріки практично на всьому протязі «каналізоване», тобто спрямлене. Стає відносно водною тільки при сніготаненні в кінці зими на початку весни, іноді влітку після літніх злив. Витрата води становить від 11 до 103 л/сек..

Річка Хаджидер впадає в лиман Хаджидер. До впадіння в водойму русло ріки практично на всьому протязі «каналізоване», тобто спрямлене. На протязі року ріка водна, але в залежності від опадів стає більш або менш повноводною. Витрата води становить від 38 до 205 л/сек. в літку, до 130-968 л/сек. взимку і навесні.

Підземні води, які розвантажуються у водойми, суттєво не впливають на водний режим лиманів.

Основним режимоутворюючим фактором можна вважати надходження морської води через природні або штучні прорви. Від часу і періодичності роботи цих прорв залежить гідродинамічний, температурний і гідрохімічний режими лиманів.

При сильних штормах, які супроводжуються переливами морських вод через пересипи, рівні води в водоймах підвищуються на 0,3-0,4м. При повному перекритті прорв озеро-лимани міліють за рахунок значного випаровування. Змінюється хімічний склад і мінералізація вод та температурні показники.

Наявність штучних прорв значно поліпшує гідрологічний і гідрохімічний режими водойм і утворює сприятливі умови для розвитку водної рослинності, організмів і риб. Це підтверджується нашими спостереженнями проведеними в продовж 2012-2013 років. За даними польових досліджень влітку 2012-2013 років за рахунок створення штучної прорви на лимані Шагани, температура води в цій водоймі знизилася середньому на 5-8°C.

Аналіз раніш проведених досліджень дозволяє порівняти і виявити ряд специфічних рис хімічного складу вод лиманів, яка зумовлює їх біологічну продуктивність. Для закритих лиманів, якими є Тузловська група, основні природні фактори, які зумовлюють направленість, зміну солоності і хімічного складу води, наступні: материковий (схилів) стік, опади і випаровування. Роль притоку підземних вод дуже мала. Про це засвідчують гідрогеологічні умови Центрального Причорномор'я [2,9-11] і особливості залягання глинистих донних відкладень в котрих солоність збільшується з глибиною [1,3,5-7].

За даними Бурксера Є.С. [4] з 1819 по 1950 роки лимани Шагани, Алібей і Бурнас були відчленовані від моря і в них добували сіль. В 1849 році вони були з'єднані з морем каналом, який був зруйновано штормом в 1850 р. В цілому мінералізація вод за різними дослідженнями складала від 25,8 до 140 г/дм<sup>3</sup> (Гессаген Х.[7] – 26 г/дм<sup>3</sup>, Бурксера Є.С.[4] – 140 г/дм<sup>3</sup>, Стахорська Н.І.[12] – 20-39 г/дм<sup>3</sup>, Бабинець О.Є.[1] – 25,8 г/дм<sup>3</sup>).

Загалом показник мінералізації та хімічний склад води визначався спорадично і тільки по лиманах Шагани, Алібей і Бурнас. В процесі планових робіт в 2012-2013 роках ми вирішили надолужити цю невідповідність і відбирали проби води в усіх водоймах які знаходяться в зоні парку. Лабораторні дослідження проводилися в Одеській гідрогеолого-меліоративній експедиції. Дані про отримані результати наведені нижче.

*Лиман Солоний.* Вода хлоридно-натрієва, доля хлоридів становить 83-90%. Мінералізація змінювалася з 79,46‰ в 2012 році до 72,25‰ в 2013, за класифікацією[8] води відносяться до слабких розсолів, за величиною рН (7,75-8,86) води лужні.

*Лиман Бурнас.* Вода хлоридно-натрієва, доля хлоридів становить 82-80%. Мінералізація 79,46‰ – 41,09‰, води в 2012 році відносилися до слабких розсолів, а в 2013 – до солоних. За величиною рН (8,56-9,3) води лужні і високолужні.

*Лиман Курудіол.* Вода хлоридно-натрієва, доля хлоридів становить 94-92%. Мінералізація 40,49-33,44‰, води відносяться до солоних, за величиною рН (7,65-8,98) води лужні.

*Лиман Хаджидер.* Вода хлоридно-сульфатна, натрієва, доля хлоридів становить 68-96%. Мінералізація 53,36-32,56‰, води в 2012 році відносилися до слабких розсолів, а в 2013 – до солоних. За величиною рН (8,10-9,45) води лужні і високолужні.

*Лиман Алібей.* Вода хлоридно-натрієва, доля хлоридів становить 84-96%. Мінералізація 41,94-20,1‰, води відносяться до солоних, за величиною рН (6,92-8,18) води кислі і лужні.

*Лиман Карачаус.* Вода хлоридно-натрієва, доля хлоридів становить 86-98%. Мінералізація 35,89-24,07‰, води відносяться до солоних, за величиною рН (8,87-7,51) води лужні.

*Лиман Шагани.* Вода хлоридно-натрієва, доля хлоридів становить 85-98%. Мінералізація 22,24-19,66‰, води відносяться до солоних, за величиною рН (7,59-7,83) води лужні.

*Лиман Будури.* Вода хлоридно-натрієва, доля хлоридів становить 82-97%. Мінералізація 53,74-19,00‰, води в 2012 році відносилися до слабких розсолів, а в 2013 – до солоних. За величиною рН (7,66-7,62) води лужні.

*Лиман Мартаза.* Вода змінювалася від хлоридно-сульфатної, натрієвої в 2012 році, до хлоридно-натрієвої в 2013. Доля хлоридів становить 71-86% при мінералізація 21,98-20,50‰, води відносяться до солони. За величиною рН (7,92-8,23) води лужні.

*Лиман Малий Сасик.* Вода змінювалася від хлоридно-сульфатної, натрієвої в 2012 році, до хлоридно-натрієвої в 2013. Доля хлоридів становить 76-80%. Мінералізація 6,15-2,39‰, води в 2012 році відносилися до сильно солонуватих, а в 2013 – до слабо солонуватих. За величиною рН (7,87-8,63) води лужні.

*Лиман Джаншейський.* Вода хлоридна, натрієво-магнієва, в 2013 році хлоридно-натрієва, доля хлоридів становить 73-74%. Мінералізація 2,86-2,55‰, води відносяться до слабо солонуватих, за величиною рН (7,86-8,63) води лужні.

Аналізуючи дані двох років можна зробити декілька висновків, які в подальшому потребують подальших досліджень.

По-перше, загалом спостерігається зменшення показника мінералізації від лиману Солоного до лиману Джаншейський з 79,46‰ до 2,86‰ в 2012 році і 72,25‰ до 2,39 в 2013‰. Показники мінералізації і інші гідрохімічні показники напряму залежать від природних чинників (об'єм стоку річок, кількість опадів, температурного режиму, тощо) і інтенсивності водообміну водойм з Чорним морем.

По-друге, зі зменшенням показника мінералізації збільшується доля хлоридів і натрію в хімічному складі вод. В нашому випадку при більшій мінералізації в 2012 році загальний відсоток хлоридів становив 71-94% тоді, як в 2013 – 80-98%. В 2012 році вміст іону натрію становив 2-682 мг/дм<sup>3</sup>, а в поточному 2013 – 127-22360 мг/дм<sup>3</sup>.

По-третє, збільшення не ругульованного водообміну між морем і лимано-озерами «Тузлівської групи» мають деякі і негативні наслідки, а саме, збільшення абразивних явищ берегової лінії і привніс у водойми з моря деяких інвазійних видів флори і фауни.

Розглянуті гідрохімічні показники по водоймах разом з вивченням інженерно-геологічних процесів на узбережжях водойм, а в подальшому моніторинг за їх станом, дозволить не тільки зберігати унікальні водні об'єкти, а й прогнозувати й попереджувати їх подальший стан з урахуванням гідрологічних, гідрохімічних і кліматичних даних. В цілому ж це буде позитивно відобразитися на розвитку ВБУ.

#### БІБЛІОГРАФІЯ

1. Баби́нец А.Е., Сухоребры́й А.А. О гидрохимических особенностях отложений лиманов Северо-Западного Причерноморья. /Геол.жур., 1984,41, №2. – С. 104-111.
2. Бицилли В.М. Сток рек юга Украины : Автореф. Дис....канд.географ.наук. – Одесса,1954. – 22 с.
3. Бурксер Е.С. К вопросу о постоянстве рапы Одесских лиманов. /Одес.Бальнеолог.сб., 1922, вып.1. – С. 22-28.
4. Бурксер Е.С. Солоні озера та лимани України (гідрохімічний нарис). – Тр. Фіз.-мат.відділу Всеукр.Академії наук, 1928, вип.1. – 341с.
5. Вериго А.А. Исследования Одесских целебных лиманов и грязей. – Одесса: «Бальнеолог. О-во, 1880. – 37 с.

6. Воскобойников В.М., Конников Е.Г., Кофф Г.Л., Коломенский Е.Н. О формировании строения и свойств лиманно-морских илов Северного Причерноморья в течении голоцена. / Инж.геология, 1980, № 4. – С. 39-47.
7. Гассгаген Х. Результаты химического исследования морских, озерных, лиманных вод илгрязей Новороссийского края. – Одесса: «Нитче», 1852. – 53 с.
8. Гордеев П.В., Шемякина В.А., Шулевич О.К. Руководство к практическим занятиям по гидрогеологии. / М.: «Высшая школа», 1981. – С.20-21.
9. Зелинский И.П., Илюшин В.Я. Изучение Одесских оползней в связи со строительством противооползневых сооружений. / Гидротехника и инж.геология арид.зоны СССР 1968, вып.12. – С. 92-96.
10. Иванова Н.А. Подземные воды Причерноморского артезианского бассейна. / В кн. Гидрогеология СССР : в.10 т., М.: «Недра», 1971, т.5. – С. 224-256.
11. Крищенко А.А. Геологические и инженерно-геологические особенности лессовых отложений Северо-Западного Причерноморья в связи с изучением их региональной просадочности. / В кн. Региональные особенности подов и западного микрорельефа Украины, Киев, 1980. – С. 29-32.
12. Стахорская Н.И. Зоопланктон соляных лиманов и лагун северо-западной части Черного моря: Автореф. Дис...канд.биол.наук. – Одесса, 1970. – 22 с.

## **ПІДЗЕМНІ ВОДИ ТАТАРБУНАРСЬКОГО РАЙОНУ ОДЕСЬКОЇ ОБЛАСТІ, ЯК СКЛАДОВА ВОДНО-БОЛОТНИЙ УГІДЬ РАЙОНУ**

***Медведєва О.О.***

Київський національний університет ім. Тараса Шевченка, м.Київ  
*olg78730169@yandex.ru*

Вода одна із самих розповсюджених речовин на землі. Вона вкриває земну поверхню і пронизує земну кору, бере участь в природних процесах, вона потрібна всім. Вода, як говорив великий вчений В.І. Вернадський, «всюдна». Але вона також природний мінеральний ресурс і в силу притаманних їй властивостей нічим незамінна. Звідси унікальність і цінність водних ресурсів.

Людина має потребу в прісній воді, по-перше всього, для господарсько-питних цілей, виробничих технологічних процесів і зрошення. Використовуються як наземні, так і підземні води. Частка останніх з кожним роком зростає; при цьому вони придатні не тільки для водоспоживання і зрошення, але й для лікувальних, промислових (вилучення промислово-цінних компонентів) і термоенергетичних цілей.[6].

Водні ресурси – один з основних компонентів навколишнього середовища і природних багатств, при цьому, самий мобільний компонент, легко і раніш інших схильний до антропогенного впливу. Багато країн світу відчувають дефіцит води, придатної для повсякденних потреб. Стрімкий ріст водоспоживання при нерівномірності розподілення водних ресурсів по площі і порам року вже привів до дефіциту чистих прісних вод навіть в країнах багатих водними ресурсами. Водний фактор починає стримувати промислове і сільськогосподарське виробництво. Забезпечення чистою прісною водою, охорона її від виснаження і забруднення, відновлення водних ресурсів – такі нагальні питання водної проблеми на Землі.

Увага до якості питної води і води в водних джерелах в країнах світу стрімко зросла в період і по закінченню декади питного водо забезпечення, проведеної в 1981-1989 рр. по ініціативі Організації Об'єднаних Націй (ООН) і Всесвітньої організації охорони здоров'я (ВООЗ). Глобальний характер загострення водно-екологічної обстановки, яка підсилює кількісний і якісний дефіцит води, придатної для питних і господарсько-побутових цілей, зріст захворюваності і смертності населення, зумовлені несприятливою дією водного фактору, неодноразово розглядалися і на Всесвітніх водних форумах (Париж-2000, Берлін-

2001, Мельбурн-2002), конгресах ЕКВАТЕК (Москва 1994-2006) і ЕТЕВК (Ялта 1998-2000), АКВА-Україна (2002-2013), на всесвітніх Самітах глав держав в Ріо-де-Жанейро (1992) і Йоханесбурзі (2002) та інших, що засвідчує важливе значення водного фактору в екологічно стійкому розвитку людства [8].

Наявність і якість води є не менш важливою темою і для України, а особливо для її південних регіонів, до яких відноситься і Татарбунарський район. Згідно звіту для ВООЗ (2001) Україна відноситься до країн де більш 90% населення забезпечене централізованим водо забезпеченням, тобто мають доступ до питних або відносно питних вод. Фактичні ж дані, наприклад по м. Татарбунари і Татарбунарському районі, вказують на інше. Особливо це стосується сільських населених пунктів і малих міст [1].

Південь Бессарабії – Буджакський степ у всі часи відчував гостру необхідність в воді, особливо придатної для питних цілей. Особливо гостро ця проблема стоїть в м. Татарбунари і районі в цілому. До приходу Радянської влади для питних і господарсько-побутових цілей використовувалися, в основному, ґрунтові води, які викриваються багато чисельними криницями і води понтичного водоносного горизонту, який виходить на поверхню у вигляді джерел, а також води опадів і танення снігу. З 1940 року на території району було просвердлено більш як 230 свердловин різноманітного призначення [2]. Окрім цього зросла чисельність криниць, кількість яких достеменно невідома.

Водні ресурси району наведені поверхневими і підземними водами підвищеної мінералізації. Місцевий стік формується за рахунок малих річок Алкалія, Хаджидер, Сарата, Когильник, Фонтанка, Нерушай та інших. Більша частина стоку проходить в весняний період (до 80% і більше). Води річок відносяться до групи слабо солонуватих з мінералізацією від 1,4 до 7,8 г/дм<sup>3</sup>. Мережа водосховищ (Нерушайське, Дмитрівське, Кагачське) заповнена через систему каналів водами р. Дунай. Повз чорноморське узбережжя розташовано цілий ряд солоних лимано-озер. До них відносяться Джантшейське, Малий Сасик, Шагани, Магалевське, Будури, Карачаус, Алібей, Хаджидер, Курудіол, Бурнас, Солоне. Окрім цього в межах району розташований колишній лиман, відтепер водосховище Сасик. [5].

Незважаючи на такі сприятливі умови, де практично третина території зайнята водою, жоден з поверхневих водотоків не використовується для господарсько-побутових і питних потреб. Цю прогалину заповнюють підземні джерела – ґрунтові і підземні води.

Аналіз геологічних матеріалів засвідчує, що в межах району залягають різноманітні за віком і походженням шари осадових порід. Серед них практично повсякмістно знаходяться водопроникні породи, до яких належать ряд водоносних горизонтів. В Татарбунарському районі використовуються в основному чотири [3,4].

1. *Верхньосарматський водоносний горизонт* розташований на глибинах 100 -140, подекуди до 175 метрів, в відкладеннях, котрі наведені мушлями з оолітами, рідше піском з включенням мушлі. Потужність горизонту невелика і коливається в межах 0,5-2,0 метра. Дебіт води становить 0,02-0,04 л/сек.. Хімічний склад переважно сульфатно-гідрокарбонатний, натрієвий, рідше гідрокарбонатно-сульфатний, натрієвий з загальною мінералізацією 1,2-5,2 г/дм<sup>3</sup>. Горизонт напірний і використовується у вигляді артезіанських свердловин. Кількість робочих свердловин скоротилася майже вдвічі в порівнянні з 90-ми роками минулого століття в наслідок перерозподілу власності.

2. *Водоносний горизонт понтичних відкладень* користується широким розповсюдженням в межах району. Водопір представлений меотичними глинами. Верхній водопір в межах плато представлений червоно-бурими глинами. Наведений вапняками, пісками, глинами або їх перешаруванням. Потужність від 4-7 до 10 метрів. Глибина залягання кривлі змінюється від нуля в місцях виходу на поверхню (джерела в м. Татарбунари і с.Борисівка) до 40-50 метрів (східна частина району).

Область живлення водоносного горизонту розташована в межах вододілів. Певну роль у формуванні водоносного горизонту відіграє перетікання ґрунтових вод еолово-делювіального горизонту через товщу червоно-бурих глин, особливо на території Татарбунарської зрошувальної системи. Розвантаження здійснюється в долини річок

Когильник, Фонтанка, Нерушай, а також в чашу Сасикського водосховища у вигляді джерел. Загальний напрямок потоку до південного сходу і до найближчих дрен.

У міру наближення на південь і південний схід міжпрошарковий безнапірний потік набуває напірних властивостей і на південній межі розповсюдження червоно-бурих глин дренується в породи пліоцен-четвертинного комплексу. Приуроченість горизонту до високих гіпсометричних відміток і його дренування ерозійними врізами сприяють, в межах плато, порівняно інтенсивному водообміну, відносно хорошій промивці водомістких порід і, як наслідок, формуванню солонуватих вод строкатого складу з переважанням сульфатно-натрієвого з мінералізацією від 3 до 8, іноді більше, г/дм<sup>3</sup>. Хоча поблизу водосховищ (Дмитрівське, Нерушайське) мінералізація може становити до 1 г/дм<sup>3</sup> [7].

Горизонт переважно напірний, використовувався для господарських цілей на фермах району. В останні роки практично всі свердловини занедбані. Безнапірні властивості проявляються в м. Татарбунари і с. Борисівка у вигляді висхідних джерел. Дебети в продовж року практично постійні, хоча в останні 5-7 років значно змінилися у бік зменшення.

3. *Водонесний горизонт еолово-делювіальних лесовидних суглинків* характеризується широким розповсюдженням. Виняток становлять тільки порівняно вузькі смуги уздовж узбережжя Сасику, а також найкрупніших балок, де ґрунтові потоки здреновані. Як водотриви служать червоно-бурі глини, з площею розповсюдження яких співпадає розповсюдження даного водонесного горизонту. В межах плато гідравлічний зв'язок, з нижче залягаючими водонесними горизонтами, відсутній. Область живлення співпадає з областю розповсюдження. Джерела живлення – інфільтруючі атмосферні опади, а також іригаційні води. Область розвантаження наведена чашею Сасикського водосховища, балками, долинами річок, у напрямку до яких відбувається зниження рівня.

Розвантаження водонесного горизонту здійснюється в алювіальні, аллювіально-делювіальні відкладення річок і балок. В прибережній західній частині Сасику ґрунтовий потік дренується понтичними вапняками, які перекриті тут спорадичними червоно-бурими глинами. На південній межі розповсюдження даного горизонту розвантаження ґрунтового потоку відбувається в пліоцен-четвертинний водонесний комплекс. При цьому ґрунтові води в лесовидних породах утворюють з нижче залягаючими єдину, в гідравлічному відношенні, систему.

Глибина залягання ґрунтових вод в еолово-делювіальних відкладеннях залежить від глибини кривлі червоно-бурих глин першого від поверхні регіонального водопору і варіює у великих межах, від 2-3 до 20-25м, і збільшується з півдня на північ, а також від долин річок і балок до вододілів. Хімічний склад ґрунтових вод в еолово-делювіальних відкладеннях досить строкатий. Мінералізація змінюється в широких межах, від 1 до 20 і більш г/дм<sup>3</sup>, в основному 3-5 г/дм<sup>3</sup>, переважаючими є хлориди і сульфати натрію. Використовується для господарсько-побутових і питних цілей, частково для зрошення, у вигляді криниць.

4. *Водонесний комплекс пліоцен-четвертинних відкладень* поширений в межах терас. Його склад складний і за площею змінюється відповідно до розповсюдження різновікових терас. Підставою для розгляду підземних вод в різновікових відкладеннях, як єдиного комплексу, служить те, що між водомісткими породами водотривки відкладення розвинені локально. Це, проте, не виключає деяких відмінностей в положенні рівнів різних підгоризонтів, а також в їх загальній мінералізації, про що буде зазначено нижче.

Водомісткі породи комплексу наведені вапняками, пісками і лесовидними породами, розповсюдження яких обмежено лінією, що проходить приблизно від с.Нерушай до с. Десантне і далі на південь у бік заплави р. Дунай. На захід від цієї лінії відкладення, як пліоцену, так і плейстоцену (виключаючи лесовидні породи) наведені практично тільки глинами. Тому вказана лінія є західною межею розповсюдження водонесного комплексу. Нижньою межею комплексу служать меотичні глини абсолютні відмітки кривлі, яких складають від мінус 20 до мінус 60м. Таким чином, загальна потужність водонесного комплексу без урахування тієї його частини, яка пов'язана з лесовидними породами, складає 30-40м.

Хімічний склад цих вод формується у вельми складних умовах, зумовлених з одного боку – різноманітністю джерел живлення, з іншого – складними взаємозв'язками, що виникають у зв'язку з локальним характером водотривів, широким діапазоном гідростатичних натисків і т.п. Серед джерел живлення водоносного комплексу необхідно назвати інфільтрацію атмосферних опадів і існування ось вже більше сорока років Татарбунарської зрошувальної системи. Джерелом зрошування є води Дунаю, накопичувані у ряді водосховищ – Нерушайському, Дмитровському, Кагачському.

У зв'язку з інфільтрацією іригаційних вод за період зрошування зменшилися глибини залягання вод комплексу. Живлення іригаційними водами привело до певних змін хімічного складу ґрунтових вод і мінералізації даного комплексу. Залежно від ступеня зміщення іригаційних вод з підземними зафіксовані води від гідрокарбонатних до сульфатно-хлоридних і хлоридних з мінералізацією від 1 г/дм<sup>3</sup> і вище. Води безнапірні, використовуються населенням для господарсько-побутових і питних цілей.

В цілому Татарбунарський район є одним із найбільших районів Одеської області. Сприятливі кліматичні умови, значна кількість поверхневих і підземних водних ресурсів мала б задовольнити потреби населення в воді для питних і господарсько-побутових цілей. Але жоден з поверхневих джерел майже не використовується для цих цілей (за виключенням зрошення), при цьому використовуються різноманітні підземні джерела природа і походження котрих загалом невідомі більшості населенню. Разом з цим збільшується антропогенне навантаження на поверхневі і підземні водні ресурси тим самим приводячи до їх зменшення, а подекуди, і до знищення. Все це безумовно впливає на зміну екологічного стану району, життя людей і зменшення біорізноманіття, особливо в межах водно-болотних угідь міжнародного значення, які є в районі.

#### БІБЛІОГРАФІЯ

1. Концепция устойчивого развития Татарбунарского района./ Под ред. В.Н. Степанова.- Одесса; Tacis, 2000. – С. 7-8.
2. Медведев О.Ю. Водоснабжение и качество питьевых вод Татарбунарского района Одесской области / О.Ю. Медведев// Мат.ІІІ Международ. конф. «АКВА-Украина», К.: 2005. – С. 302-303.
3. Медведев О.Ю. Проблемы водообеспечения малых городов и пути их решения (на примере г. Татарбунары Одесской области / О.Ю. Медведев // Сб. докл. Международ. конф. ЭТЭВК, Ялта: 2001. – С.53-55.
4. Медведева О.О. Підземні води Татарбунарського району: основні водоносні горизонти і їх використання / О.О. Медведева, О.Ю. Медведев // Водне господарство України. - №2. – Київ, 2012. – С.29-33.
5. Медведева О.О. Подход к оценке качества природных вод при проведении водно-экологического мониторинга / О.О.Медведева, О.Ю. Медведев // Водні ресурси України та меліорація земель: між народ. наук.-прак. конф. 22 бер. 2013 р.: тези доп. – К., 2013. – С.59-60.
6. Основы гидрогеологии. Использование и охрана подземных вод./ Под ред. Е.В. Пиннекера. - Новосибирск: «Наука», 1983. – С.8.
7. Розробка рекомендацій оптимізації водокористування з Козійського і Дмитрівського водосховищ.// За ред. О.Ю. Медведева. - Одеса: ОГГМЕ, 2006. - С.25-30.
8. Стрикаленко Т.В. Эколого-гигиеническое обоснование оптимизации водоснабжения населения и работников транспорта: дисс.док.мед.наук. - Санкт-Петербург: МАНЕБ, 2003. - С. 1-2.

**СУЧАСНИЙ СТАН ТА ВІДТВОРЕННЯ РОСЛИННОГО ПОКРИВУ  
ОЛІГОТРОФНОГО СФАГНОВОГО БОЛОТА «ЧОРНЕ БАГНО»  
(НПП «ЗАЧАРОВАНИЙ КРАЙ»)**

*Мигаль А.В.*

Національний природний парк «Зачарований край», с. Льниця  
mihaly@ua.fm

Дослідження, охорона та відтворення оліготрофних сфагнових боліт Закарпаття набувають особливої актуальності у зв'язку з тим, що вони є елементами формування та підтримки гідрологічного балансу в регіоні, котрий періодично страждає від впливу катастрофічних паводків, а також є осередками існування цілого ряду рідкісних видів рослин і рослинних угруповань, приурочених до цих боліт. Особливо варто відмітити проблему деградації боліт у зв'язку із значними антропогенними навантаженнями.

Особливу природоохоронну цінність має „Чорне багно” - найбільше болото південного мегасхилу української частини Карпат. Воно розташоване на схилах гори Бужора на висоті 840 м н. р. м. і відноситься до оліготрофних верхових. Болото має велику глибину торфових покладів (до 5,9 м). Ще у 60-і роки минулого століття тут спостерігалось виразне підвищення центральної частини над краями до 3 м [2], яке сьогодні внаслідок осушувальної меліорації значно зменшилося.

Згідно з результатами проведених досліджень, а також літературними даними [1, 2, 5, 7, 8, 9, 11] флора досліджуваного болота містить 68 видів судинних рослин (Табл.).

Таблиця

*Флористичний склад рослинного покриву болота „Чорне Багно”*

Таксон	F	R	N
<i>Achillea millefolium</i> L.	4	x	5
<i>Agrostis tenuis</i> Sibth	x	4	4
<i>Andromeda polifolia</i> L.	9	1	1
<i>Antennaria dioica</i> L. Gaertn.	4	3	2
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	x	5	x
<i>Betula pendula</i> Roth.	x	x	x
<i>Calamagrostis epigeios</i> (L.) Roth	x	x	6
<i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hull	x	1	1
<i>Carex brizoides</i> L.	6	4	3
<i>Carex canescens</i> auct. non L.	9	4	2
<i>Carex flava</i> L.	9	8	2
<i>Carex nigra</i> (L.) Reichard	8	3	2
<i>Carex pallescens</i> L.	6	4	3
<i>Carex pauciflora</i> Lightf.	9	1	1
<i>Carex pilulifera</i> L.	5	3	3
<i>Carex praecox</i> Schreb.	3	x	4
<i>Carex riparia</i> Curt.	9	7	4
<i>Carex rostrata</i> Stokes	10	3	3
<i>Carex vesicaria</i> L.	9	6	5
<i>Chamaerion angustifolium</i> (L.) Holub	5	5	8
<i>Cirsium palustre</i> (L.) Scop.	8	4	3
<i>Cruciata glabra</i> (L.) Ehrend.	5	7	5
<i>Dactylorhiza majalis</i> (Rchb.) Hunt. et Summerh.	8	7	3
<i>Drosera rotundifolia</i> L.	9	1	1

<i>Dryopteris dilatata</i> (Hoffm.) A. Gray	6	x	7
<i>Empetrum nigrum</i> L.	6	x	2
<i>Equisetum palustre</i> L.	8	x	3
<i>Equisetum sylvaticum</i> L.	7	5	4
<i>Eriophorum latifolium</i> Hoppe	9	8	2
<i>Eriophorum vaginatum</i> L.	9	2	1
<i>Filipendula ulmaria</i> L.	8	x	5
<i>Gentiana asclepiadea</i> L.	6	7	2
<i>Gnaphalium sylvaticum</i> L.	5	4	6
<i>Hypericum maculatum</i> Crantz	6	3	2
<i>Juncus conglomeratus</i> L.	7	4	3
<i>Juncus effusus</i> L.	7	3	4
<i>Juncus triglumis</i> L.	9	6	2
<i>Leucojum vernum</i> L.	6	7	8
<i>Luzula luzuloides</i> (Lam.) Dandy et Wilmott	5	3	4
<i>Lycopodium clavatum</i> L.	4	2	2
<i>Mentha aquatica</i> L.	9	7	5
<i>Molinia caerulea</i> (L.) Moench	7	x	2
<i>Myosotis laxa</i> Lehm.	9	4	7
<i>Myosotis nemorosa</i> Besser	8	5	5
<i>Oxycoccus microcarpus</i> Turcz. ex Rupr.	9	1	1
<i>Oxycoccus palustris</i> Pers.	9	x	1
<i>Peucedanum palustre</i> (L.) Moench	9	x	4
<i>Polygala vulgaris</i> L.	4	3	2
<i>Potentilla erecta</i> (L.) Rausch.	x	x	2
<i>Rhynchospora alba</i> Vahl	9	3	2
<i>Rubus idaeus</i> L.	x	x	6
<i>Rumex acetosella</i> L.	3	2	2
<i>Salix caprea</i> L.	6	7	7
<i>Salix cinerea</i> L.	9	5	4
<i>Scheuchzeria palustris</i> L.	9	3	1
<i>Schoenus ferrugineus</i> L.	8	7	2
<i>Scirpus sylvaticus</i> L.	8	4	4
<i>Scutellaria hastifolia</i> L.	8	7	5
<i>Sorbus aucuparia</i> L.	x	4	x
<i>Succisa pratensis</i> Moench	7	x	2
<i>Vaccinium myrtillus</i> L.	x	2	3
<i>Vaccinium vitis-idaea</i> L.	4	2	1
<i>Valeriana simplicifolia</i> (Reichenb.) Kabath	?	?	?
<i>Veratrum album</i> L.	x	7	6
<i>Veronica serpyllifolia</i> L.	5	5	5
<i>Vicia cracca</i> L.	6	x	x
<i>Viola declinata</i> Waldst. et Kit.	4	2	7
<i>Viola palustris</i> L.	9	2	3

Примітка. Назви таксонів та прізвища авторів видів наведені за [14]. Відношення зростаючих на болотах видів рослин до основних екологічних параметрів (за [12]): F - відношення до вологості ґрунту (збільшення кількісного значення показника відповідає зростанню зволоженості ґрунту); R - відношення до кислотності ґрунту (збільшення кількісного значення показника відповідає зменшенню кислотності ґрунту), N - відношення до багатства ґрунту (збільшення кількісного значення показника відповідає зростанню багатства ґрунту (вмісту гумусу)), x - індиферентний вид, ? - інформація відсутня.



Поверхня болота дрібнокупиняста з великими моховими купинами з помірним зволоженням без водних дзеркал. Рослинність оліготрофна з мезотрофною окраїною. Моховий покрив майже скрізь суцільний або майже суцільний (90-100%) і представлений в основному *Sphagnum acutifolium*, *S. magellanicum* та ін. [8].

Аналіз видового складу та поширення рослин на досліджуваному болоті дозволяє зробити деякі узагальнення. В плані систематичного складу флори боліт провідні позиції займає родина *Cyperaceae*. Флора „Чорного багна” містить відносно малу кількість типових для оліготрофних боліт видів рослин. На болоті відмічено досить багато заносних видів, що свідчить про трансформаційні процеси як у гідрологічному режимі, так і у рослинному покриві цих боліт. На подібні явища звертав увагу ще G. Laszlo [13].

С.Ю. Попович та Т.Л. Андрієнко [9] вказують на високий ступінь раритетності флори гірських боліт. Що стосується раритетної фракції флори досліджуваного болота, то шість видів (*Oxycoccus microcarpus*, *Scheuchzeria palustris*, *Leucojum vernum*, *Dactylorhiza majalis*, *Carex pauciflora*, *Schoenus ferrugineus*) занесені до Червоної книги України [10]. Інші шість видів (*Andromeda polifolia*, *Calluna vulgaris*, *Rhynchospora alba*, *Juncus triglumis*, *Valeriana simplicifolia*, *Viola declinata*) є раритетними на регіональному рівні [6].

Загалом останнім часом спостерігається тенденція збіднення видового складу гірських оліготрофних боліт. Поки що не вдалося повторно знайти на болоті „Чорне Багно” *Schoenus ferrugineus*, на зростання котрого вказують В.І. Комендар та С.С. Фодор [5]. Подібні негативні тенденції відмічені також і на деяких інших оліготрофних сфагнових болотах. Так, не вдається підтвердити наявність *Pedicularis sylvatica* на болоті „Андромеда”, на зростання котрого вказують В.М. Антосяк та ін. [1], а також *Lycopodiella inundata* на болоті "Сине озеро", на зростання котрої вказують С.Ю. Попович та Т.Л. Андрієнко [9]. У гербарних зборах Л. Вагнера (L. Wagner), котрі зберігаються у Національному природознавчому музеї Угорщини в Будапешті (ВР), ми виявили у 2005 році декілька екземплярів *Trichophorum cespitosum* (L.) Hartm. (syn.: *T. austriacum* Palla) з родини *Cyperaceae*, зібраних 24 травня 1861 року в околицях м. Хуст [7]. До цього часу відомості про зростання представників як цього виду, так і роду загалом для території України не наводилися. Цей вид приурочений до гірських боліт. Інших відомостей про зростання цього виду в Українських Карпатах нам знайти не вдалося. Можливо, в результаті погіршення екологічного стану боліт популяції деяких вищезгаданих видів на досліджуваних болотах зникли.

Що стосується охорони болота „Чорне багно”, його територія включена до складу Національного природного парку „Зачарований край” [3]. Також болото є перспективним для включення до „Списку водно-болотних угідь міжнародного значення”, котрий формується у рамках Рамсарської конвенції [4]. Але не зважаючи на це, болото зазнало негативних впливів внаслідок здійснених у минулому заходів осушувальної меліорації та добування торфу. Таким чином, хоч екосистема болота формальною охороною забезпечена, назріла необхідність ренатуралізації болота для відновлення його первинного стану. Перший цикл робіт по перекриттю меліораційних каналів був ініційований і виконаний неурядовою громадською організацією „Карпатський екологічний клуб „Рутенія”. На сьогодні роботи у цьому напрямку продовжують співробітники НПП „Зачарований край”. Актуальним лишається питання організації моніторингових досліджень болота, визначення видів режимів його охорони, засобів та механізмів управління ними [9], а також оптимізація комплексу вживаних засобів охорони і включення болота до „Списку водно-болотних угідь міжнародного значення”.

#### БІБЛІОГРАФІЯ

1. Антосяк В.М., Довганич Я.О., Павлей Ю.М., Покинйчереда В.Ф., Поляновський А.О., Чумак В.О. Природно-заповідний фонд Закарпатської області. (Довідник).- Ужгород, 1998.- 304 с.

2. Брадiс Є.М., Андриєнко Т.Л., Лихобабина М.І. Оліготрофні болота Закарпатської області // Укр. бот. журн.- 1969.- Т. 26, № 1.- С. 23-31.
3. Браславець В.В., Гайдур М.І., Гамор Ф.Д., Копач В.О., Мигаль А.В., Погорелов А.В., Поп С.С., Поляновський А.О., Потiш Л.А., Радик В.І., Турис Е.В., Тях Ю.Ю., Шароді В.В. Природно-заповідний фонд Закарпатської області / Під заг. ред. С.С. Поп.- Ужгород: Карпати, 2011.- 256 с.
4. Водно-болотні угіддя України. Довідник / Під ред. Г.Б. Марушевського, І.С. Жарук.- К.: Чорноморська програма Ветландс Інтернешнл, 2006.- 312 с.
5. Комендар В.І., Фодор С.С. Вересово-сфагнове болото в Закарпатській області УРСР // Укр. ботан. журн.- 1960.- Т.17, № 3.- С. 79-81.
6. Крічфалушій В.В., Будніков Г.Б., Мигаль А.В. Червоний список Закарпаття: види рослин та угруповання, що знаходяться під загрозою зникнення.- Ужгород, 1999.- 196 с
7. Мигаль А.В. Рослинний покрив оліготрофних сфагнових боліт Закарпатської області // Болотні екосистеми регіону Східних Карпат в межах України / Під заг. ред А.А. Ковальчука.- Ужгород: Ліра, 2006.- С. 38-46.
8. Мигаль А.В., Андрик Є.Й., Кіш Р.Я., Санiсло Я.П., Комендар В.І. НПП Зачарований край // Фіторізноманіття заповідників і національних природних парків України. Ч. 2. Національні природні парки / під ред В.А.Онищенка і Т.Л.Андриєнко.- Київ: Фітосоціоцентр, 2012. - С. 250-256.
9. Попович С.Ю., Андриєнко Т.Л. Рідкісні види флори гірських боліт Українських Карпат та стан їх охорони // Збереження флористичного різноманіття Карпатського регіону: Мат. наук.-практ. конф. (1-4 жовтня 1998 р., Синеvir).- Синеvir, 1998.- С. 120-122.
10. Червона книга України. Рослинний світ / За ред. Я.П. Дiдуха.- К.: Глобалконсалтинг, 2009.- 912 с.
11. Andrik E., Mihaly A. Floristic studies of peat bogs in Transcarpathia // “Aktualis flora- es vegetaciokutatas a Karpat-medenceben VI.” konferencia. Eloadas kivonatok. Keszthely, 2004, februar 26-29.- P. 36.
12. Ellenberg H., Weber H.E., Dull R., Wirth V., Werner W. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa.- Gottingen: Erich Goltze GmbH and Co KG Verlag, 2001.- 262 S.
13. Laszlo G. A tozeglajok es elofordulasuk Magyarorszagon.- Budapest: Fritz Armin konyvnyomdaja, 1915.- 158 old.
14. Mosyakin S.L., Fedoronchuk M.M. Vascular plants of Ukraine: A nomenclatural checklist.- Kiev: M.G. Kholodny Institute of Botany of NAS of Ukraine, 1999.- xxiv + 346 p.

## **РЕСУРСНА ЗНАЧУЩІСТЬ ЛІКАРСЬКИХ ТА ХАРЧОВИХ РОСЛИН ЗАХІДНОГО ПОЛІССЯ УКРАЇНИ**

*Мiнарченко В.М., Соломаха Т.Д., Тимченко І.А.*  
Інститут ботанiки ім. М.Г.Холодного НАНУ, м. Київ  
valminar@ukr.net

Дослідження стану ресурсів рослин є важливим для збереження й збалансованого використання фітобіоти. Кількісні і якісні показники стану ресурсів сировинних видів визначаються комплексом біологічних властивостей видів рослин (ресурсних потенцій, стресово-толерантних властивостей тощо), які проявляються через їх популяції і наявності оптимальних умов для реалізації цих властивостей у природному середовищі.

На території Західного Полісся України зосереджені великі площі угруповань з наявністю багатьох лікарських та харчових рослин, які вибагливі до вологості субстрату та значні їх ресурси. Розвиток незворотних змін екосистем регіону та виснаження ресурсів багатьох гідрофільних видів рослин спричинило широкомасштабне осушення цієї території у 60-70 роки минулого століття. Тому зараз актуальним є дослідження стану ресурсів цих видів для забезпечення їх збалансованого використання та збереження.

У роботі наведений аналіз ресурсної значущості *Acorus calamus* L., *Ledum palustre* L. та *Vaccinium uliginosum* L. у межах поліських районів Волинської та Рівненської областей. Базовими для цього аналізу є оригінальні авторські матеріали, отримані внаслідок ресурсних досліджень, починаючи з 1980 року.

В Україні сировина *Acorus calamus* (кореневища) заготовляється лише з природних місцезростань. Ресурси аїру (лепехи звичайної) особливо інтенсивно почали використовувати в 70-ті роки минулого століття. Сировина в значних обсягах перероблялась в Україні та вивозилась на експорт. Осушувальна меліорація в цей період сприяла покращенню доступності до сировинних масивів цього виду. Інтенсивне осушення заплав з наступним переорюванням і використанням таких ділянок під господарські угіддя призвело до різкого виснаження сировинних масивів аїру у верхів'ї Прип'яті та її приток. Результати наших ресурсних досліджень з 1983 року свідчать, що за останні 30 р. ресурси аїру на Західному Поліссі катастрофічно зменшились (рис.) [5].

При проведенні ресурсної оцінки *Acorus calamus* в різних районах Волинської та Рівненської областей упродовж 2008-2013 рр. ми не виявили локалітетів, де б спостерігалась тенденція до збільшення ресурсної значущості його ценопопуляцій. Наприклад, останнє обстеження локалітетів аїру на території Ратнівського, Любешівського, Старовижівського та Камінь-Каширського районів, де здійснювалась оцінка його ресурсів у 1983-1985 рр., свідчать про стійку тенденцію до зменшення площі загалом та виснаження сировинних масивів, які залишилися. В окремих випадках (під м. Ратне, біля с. Положево Любомльського району), де були масиви аїру, площею > 5 га, нині він відсутній, чи виявлені невеличкі агрегації. Подібне явище відмічене вздовж р. Турія у Волинській обл.; р. Стир та Горинь у Рівненській обл. Виявлені сировинно значущі угруповання аїру рідко займають площі, більше 0,5 га; частіше всього він траплявся агрегаціями в пониженнях, чи вузькими смугами вздовж берегів річок. Середні показники щільності запасу аїру на обстежених сировинних масивах становлять 65,2 кг/га, тоді як у 80-ті роки цей показник був тут на порядок вищим [3-5].

Максимальні показники щільності запасу *Acorus calamus* на монодомінантних заростях, розміщених на важкодоступних обводнених ділянках, складають 1,8–2 кг/м<sup>2</sup>; дольова частка таких ділянок в загальній площі заростей сягає близько 10%. Популяції аїру, розміщені близько населених пунктів, перебувають в дигресивному стані внаслідок зміни гідрологічного режиму, використання цих ділянок під пасовища та нерегульованої заготівлі сировини. Основними загрозами ресурсам виду у регіоні є зниження рівня ґрунтових вод та надмірна заготівля сировини. Першочерговим заходом забезпечення збереження ресурсів *Acorus calamus* є суворий контроль за дотриманням рекомендованих обсягів щорічного використання його сировини через обмеження лімітів спеціального використання його ресурсів на території Волинської та Рівненської областей.

*Ledum palustre* (багно звичайне) в Україні перебуває на південній межі ареалу і формує сировинно цінні масиви переважно у Західному та Правобережному Поліссі. Сировиною багна є пагони, які збирають під час цвітіння, зрізуючи обліснені гілки. У межах Волинської та Рівненської областей основні його сировинні масиви локалізовані в північних районах. Південна межа значного поширення багна проходить по умовній лінії Згорани – Почапи – Сошичне – Соф'янівка – Цумань – Костопіль – Бистричі. У Волинській обл. його ізольовані локалітети трапляються південніше у Володимир-Волинському, Ковельському та Турійському районах.

Ресурсні дослідження останніх років дали змогу встановити, що площа поширення багна в межах досліджуваного регіону за останні 30 р. зменшилась лише на 18%, а продуктивність сировинних масивів знизилась в середньому на 50%, що спричинено переважно зміною гідрологічного режиму фітоценозів з наявністю цього виду. У більшості досліджених місцезростань проективне покриття багна рідко перевищує 20% при переважаючому – до 10%. Проективне покриття є одним з важливих ресурсних показників популяцій *Ledum palustre*, але не менш важливим є довжина сировинної частини пагонів і

загальна висота рослин. Встановлено, що зниження продуктивності масивів багна за однакових показників проективного покриття обумовлене зменшенням величини обліснених пагонів, що, в свою чергу, є реакцією рослин на нестачу вологи.

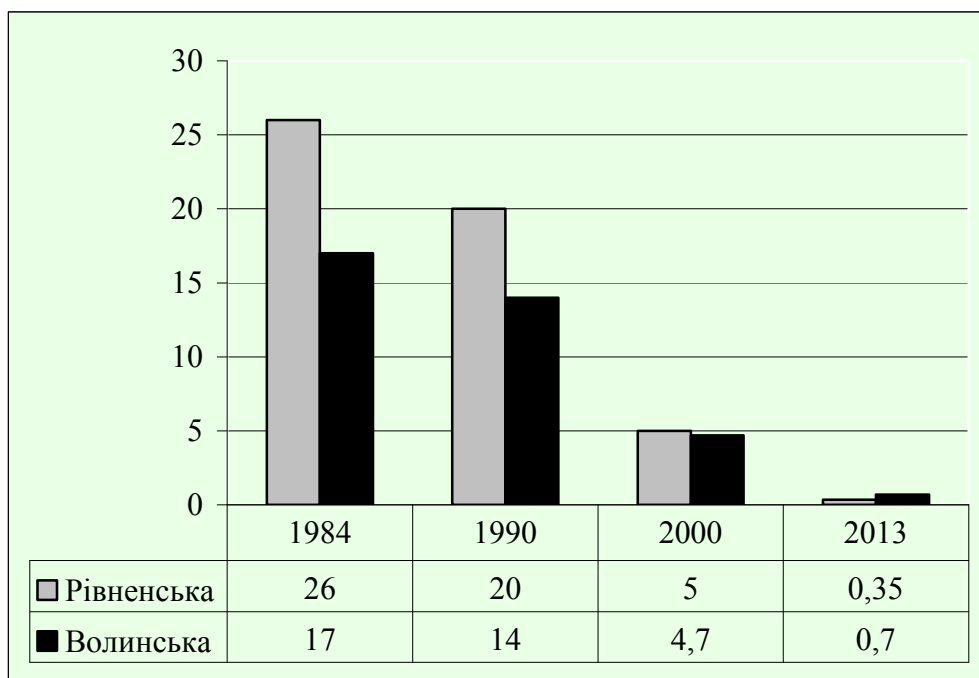


Рис. Динаміка обсягів допустимого щорічного використання кореневищ айру у межах Рівненської та Волинської областей, т.

Щільність запасу сировини пагонів багна звичайного на облікових площах у Волинській обл. варіює у діапазоні 634–1080 кг/га; у Рівненській – 850–1260 кг/га (свіжозібраної сировини). Продуктивність ценопопуляцій багна найвища у Камінь-Каширському, Любешівському, Маневицькому районах Волинської обл.; Зарічненському, Дубровицькому й Березнівському районах Рівненської обл., де максимальні показники продуктивності склали 4,66 т/га. Частка таких масивів *Ledum palustre* на обстеженій території близько 7%. У Ківерцівському, Рокитнівському та Березнівському лісгоспах середні показники продуктивності багна на обстежених сировинних масивах варіюють у межах 700-900 кг/га.

За матеріалами лісовпорядкування площа поширення багна звичайного у межах Волинської обл. складає 2925 га, Рівненської – 228 га (табл. 1). Обсяг допустимого використання (у перерахунку на суху сировину) для Волинської обл. складає 79,4 т, Рівненської – 6,2 т. На даний період попит на сировину *Ledum palustre* низький, тому загрози з боку експлуатаційного навантаження на його популяції немає. Основним лімітуючим чинником продуктивності ценопопуляцій багна звичайного є зниження рівня ґрунтових вод.

*Vaccinium uliginosum* (буяхи, лохина) поширена в борових фітоценозах Західного Полісся, де перебуває на південній межі ареалу. Основні місцезростання пов'язані з окраїнами оліготрофних боліт, заболоченими хвойними і мішаними лісами. Суцільних масивів на дослідженій території не утворює. Частіше зростає спорадично разом з чорницею та багном; зрідка формує розріджені зарості площею 100-500 м<sup>2</sup> з проективним покриттям до 30%. Лише у окремих локалітетах проективне покриття її в агрегаціях сягає 50%, загальна площа таких агрегацій рідко перевищує 0,3 га.

Таблиця 1. Ресурси багна звичайного на території Західного Полісся

Адміністративно-територіальні утворення (райони)	Площа, га	Біологічний запас, т	Експлуатаційний запас, т	Обсяг допустимого щорічного використання, т
<b>Волинська область</b>				
Володимир-Волинський	7,0	1,6	0,4	0,1
Ківерцівський	32,5	7,3	1,8	0,6
Ковельський	122,9	37,4	9,1	3
Любомльський	43,8	9,8	2,2	0,7
Старовижівський	42,3	15,2	3,7	0,7
Турійський	278,63	80,8	20	6,4
Луцький	208,1	47,8	10,7	3,3
Шацький	143,8	46,4	5	1,5
Камінь-Каширський	839,8	360,6	89,7	31,5
Любешівський	305,5	102	25,3	8,3
Маневіцький	762,2	248,3	61,4	19,7
Ратнівський	139,2	49	12	3,6
Всього	2925,73	1006,2	241,3	79,4
<b>Рівненська область</b>				
Березнівський	33,8	11,0	2,8	0,93
Володимирецький	25	9,3	2,3	0,77
Дубровицький	50	19,6	4,9	1,67
Зарічненський	25	9,8	2,5	0,8
Корецький	17	0,3	0,1	0,03
Рокитнівський	42	14,3	3,6	1,17
Сарненський	35	10,1	2,5	0,83
Всього	227,8	74,4	18,7	6,2

Плоди лохини містять багато вітамінів і використовуються переважно у якості харчового продукту. Фізіологічно активні сполуки, що є в ягодах лохини мають судинорозширювальну, протиатеросклеротичну, протипухлинну і радіопротекторну дію. Ряд сполук проявляють жовчогінну, сечогінну, капіляррозміцнюючу й протизапальну дію. Однією з найважливіших лікувальних властивостей ягід лохини є її здатність знімати алергію, викликану застосуванням різного роду лікарських препаратів.

Плоди заготовляють свіжими, тому обсяги допустимого використання сировини визначаються з розрахунку на свіжо зібрану сировину. Аналіз матеріалів опитування населення та лісників свідчить, що для власних потреб населення заготовляє близько 40% лохини. Більшість населення зібрані ягоди реалізує на ринку, що не дає змоги контролювати обсяги її заготівлі. Реалізація дикорослої лохини через заготівельні організації складає менше 30% від зібраної.

Рослина світлолюбна, на урожайність плодів суттєво впливає зімкнутість крон деревостану [2]. Плодоношення поточного року суттєво залежить від сукупності сприятливих метеорологічних факторів у період цвітіння та плодоношення [1, 2, 6]. Негативно впливають на урожайність лохини різке зниження температури повітря в період цвітіння й формування зав'язі, тривалі дощі в період цвітіння чи тривала суха погода в

період формування плодів. Оптимальної продуктивності ценопопуляції *Vaccinium uliginosum* досягають у середньовікових деревостанах при зімкненості крон 0,5-0,7.

Результати наших досліджень ресурсів лохини на Волині та Рівненщині у період з 2008 по 2013 рр. свідчать, що в регіоні наявна стійка тенденція зменшення площі поширення виду і урожайності плодів. Серед 143 геоботанічних описів угруповань за участю даного виду, лише в половині було наявне плодоношення, де можна визначати врожайність ягід. Причому в агрегаціях відмічене вибіркоче плодоношення: рясно плодоносять 10-40% рослин приблизно однієї вікової категорії. За проективного покриття *V. uliginosum* 15-25% показники продуктивності ягід варіюють у діапазоні 106-280 кг/га. Нами не виявлено відмінностей щодо продуктивності лохини в окремих областях, однак у межах Волинської обл. наявні більші площі біотопів з лохиною. Найвища продуктивність та площі лохини знаходяться у Камінь-Каширському, Любешівському, Маневицькому та Старовижівському районах Волинської обл.; Березнівському, Рокитнівському й Костопільському районах Рівненської обл. (табл. 2).

Встановлено, що обсяг допустимого використання ягід лохини (в порядку спеціального використання) для Волинської обл. складає 14,1 т, Рівненської обл. 8,99 т (табл. 2).

Таблиця 2. Ресурси лохини (плоди) на території Західного Полісся

Адміністративно-територіальні утворення (райони)	Площа, га	Біологічний запас, т	Експлуатаційний запас, т	Обсяг допустимого щорічного використання, т
Волинська область				
Камінь-Каширський	37,4	4,2	3,38	1,64
Ківерцівський	10,5	1,15	0,9	0,45
Ковельський	25,2	2,5	2,0	1,0
Луцький	10,5	1,15	0,9	0,45
Любешівський	44,8	4,4	3,52	2,08
Любомльський	8,4	0,8	0,56	0,28
Маневицький	140,8	14,2	12,36	6,18
Ратнівський	11,6	1,0	0,72	0,36
Старовижівський	38,0	3,9	3,12	1,56
Турійський	2,8	0,25	0,16	0,08
Всього	330	33,55	27,62	14,1
Рівненська область				
Березнівський	27,1	5,84	4,67	2,33
Володимирецький	15	3,47	2,78	1,39
Дубровицький	15	3,77	3,01	1,51
Зарічненський	5	0,83	0,66	0,33
Костопільський	33	3,0	2,4	1,2
Рокитнівський	20	3,59	2,87	1,43
Сарненський	12	1,99	1,59	0,8
Всього	127,1	22,49	17,98	8,99

Результати обліку ресурсів *Acorus calamus*, *Ledum palustre* і *Vaccinium uliginosum* на території Волинської та Рівненської областей передано в органи місцевого самоврядування та Міністерство екології та природних ресурсів України для регулювання щорічних обсягів

заготівлі сировини, зокрема – для встановлення лімітів спеціального використання їх ресурсів на місцевому рівні.

#### ВИСНОВКИ

На Західному Поліссі виявлена стійка тенденція зменшення площі угруповань, оптимальних для реалізації ресурсної значущості сировинних видів лікарських та харчових рослин: *Acorus calamus*, *Ledum palustre* та *Vaccinium uliginosum*, що спричинене, насамперед, порушенням гідрологічного режиму їх біотопів.

Першочерговим заходом забезпечення збереження ресурсів досліджуваних видів лікарських та харчових рослин є суворий контроль за дотриманням рекомендованих обсягів щорічного використання їх сировини.

#### БІБЛІОГРАФІЯ

1. Гримашевич В.В. Плодоношение *Vaccinium uliginosum* L. в Полесье // Растит. ресурсы. – 1987. – 23, вып. 3. – С. 326-333.
2. Гримашевич В.В. Екологія, різноманітність форм і врожайність *Vaccinium uliginosum* L. у Поліському державному заповіднику // Укр. ботан. журн. -1984 - 41, №1.- С.59-62.
3. Козьяков О.С., Зиль І.П. Ресурси *Acorus calamus* L. на рівнинній частині Правобережної України // Укр. ботан. журн. - 1990. - 47, N 5. - С. 91 - 95.
4. Козьяков А.С., Ловелиус О.Л. Распространение и запасы сырья *Acorus calamus* L. на Украине // Раст. ресурсы. - 1984. - 20, вып. 4. - С. 496 - 502.
5. Мінарченко В.М., Тимченко І.А., Аніщенко І.М., Гуринович Н.В. Стан та динаміка ресурсів *Acorus calamus* L. (Агасеа) в Україні // Укр. ботан. журн. - 2002 - 59, №4.- С. 412-419.
6. Телишевский Д.А. Комплексное использование недревесной продукции леса. – М.: Лесная промышленность, 1976 – 224 с.

#### РОЛЬ ЗАПЛАВИ РІЧКИ ВІТА У ПІДТРИМАННІ РІЗНОМАНІТТЯ ССАВЦІВ (МАММАЛІА)

*Miiuma A. B.*

Інститут зоології ім. І.І. Шмальгаузена НАН України, м. Київ  
amishta@izan.kiev.ua

Нижня частина заплави річки Віта входить до складу перспективних водно-болотних угідь міжнародного значення [4], яке відноситься до ядра «Верхів'я Канівського водосховища» Дніпровського екологічного коридору [5]. Ця територія, розташована у лісостеповій зоні і належить до Київської височини та Північодніпровської терасової низовини, включає в себе різноманітні комплекси заболочених ділянок, озер, проток, заток, річок, колекторів, що зазнали антропогенної трансформації того чи іншого ступеню (через будівництво дамб, забудову, захоплення територій у приватну власність, налив піску, тощо).

Матеріалом для даної публікації послужили результати відловів дрібних ссавців у різних типах біотопів проведених у 2004-2006 та 2009 рр. на території ур. Лісники, ур. Феофанія, ур. Жуків острів та в ок. с. Круглик. При складанні загального списку видів використовувалися публікації минулих років [1-11].

Населення ссавців, зареєстрованих в басейні річки Віта, становить 50 видів. Це майже три чверті всіх ссавців Київської області. Із них 15 видів представлені в Червоній книзі України (2009) [8], 1 вид – в червоному списку Міжнародного Союзу Охорони Природи (МСОП) та Європейському Червоному списку [12] і 33 види охороняються Бернською Конвенцією (Додатки II та III).

Комахоїдні – 7 видів. Кріт європейський (*Talpa europaea*), їжак білочеревий (*Erinaceus roumanicus*), бурозубка звичайна (*Sorex araneus*), бурозубка мала (*Sorex minutus*), білозубка мала (*Crocidura suaveolens*), кутора звичайна (*Neomys fodiens*). У заплавних лісах та у

чагарниках по берегах водойм зустрічається рідкісний вид регіону – кутора мала (*Neomys anomalus*), занесений до Червоної книги України (2009). Чисельність виду в типових біотопах стабільна, але підтримується на досить низькому рівні. Фактори вразливості – трансформація місць мешкання, зміна гідрологічного режиму водойм, меліорація, забруднення середовища. Донедавна відомості про перебування виду в Київській області базувалися лише на випадкових реєстраціях та даних минулих років (першої третини минулого століття). Протягом 2004-2006 рр. нами проведена інвентаризація місць перебування виду у Київській області. Виявлено 3 пункти, де вид ще зустрічається і всі вони знаходяться в межах зеленої зони міста, причому 2 з них знаходяться в межах НПП Голосіївський. Частина кутори малої у відлогах циліндрами на моніторинговому майданчику в ур. Лісники протягом 3 років показало, що стан популяції виду тут досить стабільний. Вид реєструвався щороку, а частка у відлогах складала до 4,2 %. На жаль, цей «червонокнижний» вид знаходиться під загрозою зникнення через невпинну трансформацію природних біотопів. Необхідно запровадити моніторинг стану популяції кутори малої як на території НПП Голосіївський та поза його межами. Для цього рекомендується використовувати методіку обліків на базі відловів з подальшим випуском тварин у природу. У якості облікових майданчиків рекомендується використовувати щонайбільший спектр придатних для виду біотопів. На жаль, загальна площа місць, придатних для виду, невпинно скорочується.

Кажани – принаймні 9 видів. Вечірниця руда (*Nyctalus noctula*), вечірниця мала (*Nyctalus leisleri*), кожан пізній (*Eptesicus serotinus*), вухань бурий (*Plecotus auritus*), лилик двоколірний (*Vespertilio murinus*), нічниця водяна (*Myotis daubentonii*), нетопир лісовий (*Pipistrellus nathusii*) та нетопир білосмугий (*P. kuhlii*)[1-3, 6, 8-10]. Не виключено перебування на досліджуваній території також нетопира-карлика (*P. pipistrellus*), який був зареєстрований в районі Китаєвських ставків під час детекторних обліків кажанів [2].

Хижі – принаймні 9 видів. Лисиця звичайна (*V. vulpes*), борсук (*Meles meles*) собака єнотоподібний (*Nyctereutes procyonoides*), куниця лісова (*Martes martes*), куниця кам'яна (*Martes foina*), ласка (*Mustela nivalis*), горностаї (*Mustela erminea*), тхір лісовий (*Mustela putorius*), видра (*Lutra lutra*). Останні 3 види занесені до Червоної книги України (2009).

Зайцеподібні – 1 вид: заєць сірий (*Lepus europaeus*) – звичайний вид.

Гризуни – 20 видів. Бобер (*Castor fiber*), білка звичайна (*Sciurus vulgaris*), миша жовтогорла (*Apodemus flavicollis*), миша лісова (*A. sylvaticus*), миша польова (*A. agrarius*), миша-крихітка (*Micromys minutus*), пацюк сірий (*Rattus norvegicus*), миша хатня (*Mus musculus*), ондатра (*Ondatra zibethicus*), нориця водяна (*Arvicola amphibius*), нориця-економка (*Microtus oeconomus*), нориця підземна (*M. subterraneus*), нориця лучна (*M. levis*), нориця звичайна (*M. arvalis*) та нориця руда (*Myodes glareolus*). Вперше для НПП Голосіївський нами зареєстрована нориця темна (*Microtus agrestis*). Мишівка лісова (*Sicista betulina*) – рідкісний вид регіону, занесений у ЧКУ (2009) та до II Додатку Бернської конвенції. Цей вид зареєстрований в ур. Лісники та Конча Заспа [3, 7]. В лісах та чагарникових заростях заплави мешкають 2 види вовчків: ліскулька, або вовчок ліщинний (*Muscardinus avellanarius*) та вовчок лісовий (*Dryomys nitedula*). Не виключено перебування тут ще одного виду – вовчка сірого (*Myoxus glis*), зареєстрованого на прилеглих лісових територіях, у садках та біля житла людини [7].

Ратичні – принаймні 2 види. Кабан (*Sus scrofa*) та козуля європейська (*Capreolus capreolus*) – звичайні види. На прилеглих до НПП “Голосіївський” територіях раніше реєструвався лось (*Alces alces*) [3].

В ході нашого дослідження в басейні річки Віта було зареєстровано 12 видів дрібних ссавців (Табл. 2). Найбільша кількість видів наземних дрібних ссавців зареєстрована у вологих вільшняках (Рис.1), вздовж берегу струмка зареєстровано 5 видів. Вздовж берегів меліоративного каналу нами відловлено 4 види, а вздовж берегів малої річки (Сіверки), на стариці та у мішаному лісі - по 3. Найменша кількість видів зареєстрована у заболоченому березняку (2 види).



Негативними чинниками, які зменшують чисельність тварин, а іноді й ведуть до зникнення видів в басейні річки Віта, є руйнування їх місць перебування (вирубання заплавних лісів, зміна гідрологічного режиму водойм, тощо, за рахунок забудови та самозахоплень), а також забруднення акваторій. На території нещодавно створеного НПП Голосіївський охороняються ключові біотопи, необхідні для збереження різноманіття ссавців, але до парку мають бути приєднані нові ділянки, де були виявлені рідкісні та червонокнижні види, зокрема заплава річки Сіверка із прилеглими ділянками “Чернечого лісу” в ок. с. Круглик, а масиву вільшняків, розташований в долині річки Сіверки (притоки р. Віта) в ур. Лісники ми рекомендуємо надати заповідний статус.

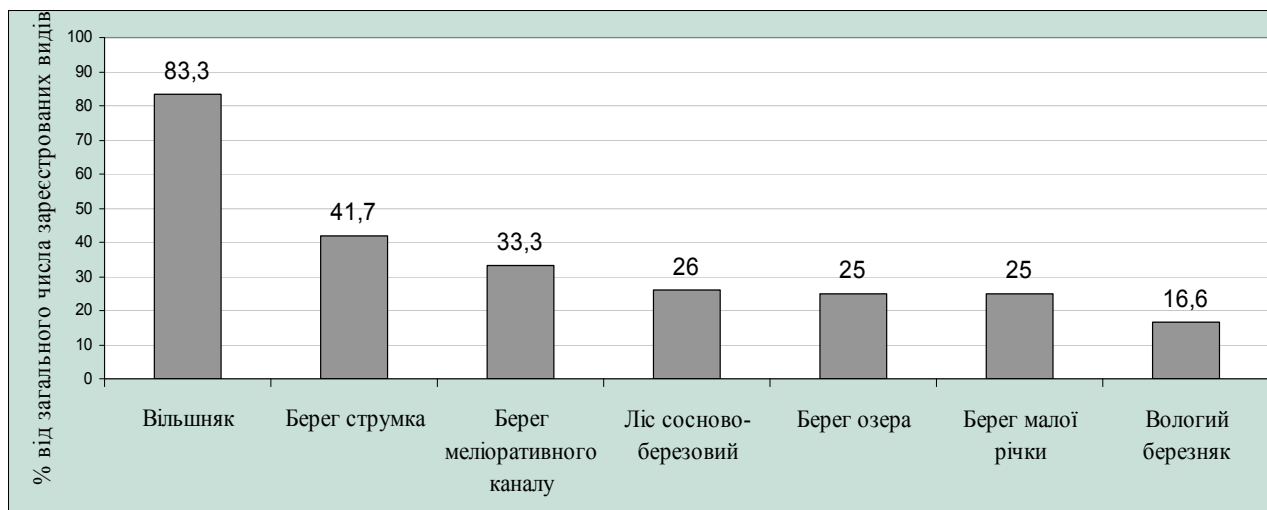


Рисунок 1. Частка видового багатства дрібних ссавців, виявлена у різних типах біотопів, пов'язаних з ВБУ в басейні річки Віта

#### БІБЛІОГРАФІЯ

1. Абеленцев В.І., Підоплічко І.Г., Попов Б.М. Фауна України. – Київ: АН УРСР, 1956. - т.1, вип.1. – С.70-446.
2. Влащенко А.С., Годлевская Е.В., Кравченко К.А., Тищенко В.Н., Гукасова А.С., Сулакова М.В. Матеріали по фауні рукокрылих національного природного парку “Голосеевский” // Заповідна справа в Україні. – 2012. –Т. 18, вип. 1-2. – С. 51-58.
3. Гаврись Г.Г., Цвілих О.М., Клестов М.Л. Сучасний стан фауни хребетних тварин регіонального ландшафтного парку “Голосіївський” та проблеми їх охорони // Заповідна справа в Україні. – 2003. - Т.9, вип. 1 – С. 31-39.
4. Дубина Д.В., Цуканова Г.О., Онищенко В.А., Гаврись Г.Г. Ділянка Дніпра між Києвом та Українкою // Водно-болотні угіддя України: довідник / за ред. Г.Б. Марушевського, І.С. Жарук. — К. : Чорномор. прогр. Ветландс Інтернешнл, 2006. - С. 202–207.
5. Зуб Л.М., Карпова Г.О., Костюшин В.А., Мальцев В.І., Титар В.М., Мішта А.В., Некрасова О.Д. Характеристика ключових територій водно-болотних угідь Дніпровського екологічного коридору / Водно-болотні угіддя Дніпровського екологічного коридору, кол. монографія (відп. ред. В. І. Мальцев). – К.: Недержавна наукова установа Інститут екології ІНЕКО, Карадазький природний заповідник НАН України, 2010. – С. 38-112.
6. Лихотоп Р.И., Ткач В.В., Барвинский И.И. Рукокрылые г. Киева и Киевской области // Матеріали по екології и фаунистике некоторых видов рукокрылых.- Киев, 1990. – С. 10-27. – (Препринт/АН УССР; И-т зоол.: № 90.4).
7. Мішта А.В. Ссавці Голосіївського лісу та прилеглих територій / Екологія Голосіївського лісу. Кол. монографія (відп. ред. Мельничук Д.О.). - Нац. Аграр. У-т. - К.: Фенікс, 2007. - С. 154-173.

8. Червона книга України. Тваринний світ / за ред. І.А. Акімова. – К.: Глобалконсалтинг, 2009. – 600 с.
9. Шарлеман М. По Київу та його околицях. Короткий провідник для природничих екскурсій. Державне вид-во Київ, 1921. – 48 с.
10. Шарлемань М. Матеріали до фауни ссавців Київщини. Ч. 1. Ссавці заповідника Конча-Заспа та його району // Зб. праць Зоол. музею. Укр. АН. – 1933. – Т. 12. – С. 57-73.
11. Шарлеман Э.В. Млекопитающие окрестностей г. Киева // Материалы к познанию фауны юго-западной России. Под ред. В. М. Артоболевского. – Киев: Орнит. общ-во им. К. Ф. Кесслера, 1915. – Т. 1. – С. 26-92.
12. Temple, H.J. and Terry, A. The Status and Distribution of European Mammals. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. 2007. – 48 p.

Таблиця 1. Ссавці басейну р. Віта та їх охоронний статус

Наукова назва виду	Охоронний статус						
	Habitat Directive	ЧКУ 2009	ЄЧС	МСОП	Берн	Бонн	
Insectivora							
<i>Sorex araneus</i>	Буроzubка звичайна	-	-	LC	LC	3	
<i>Sorex minutus</i>	Буроzubка мала	-	-	LC	LC	3	
<i>Crocidura suaveolens</i>	Білоzubка мала	-	-	LC	LC	3	
<i>Neomys anomalus</i>	Кутора мала	-	РД	LC	LC	3	
<i>Neomys fodiens</i>	Кутора велика	-	-	LC	LC	3	
<i>Erinaceus roumanicus</i>	Їжак білочеревий	-	-	LC	LC	3	
<i>Talpa europaea</i>	Кріт звичайний	-	-	LC	LC	-	
Chiroptera							
<i>Eptesicus serotinus</i>	Кожан пізній	-	ВР	LC	LC	2	2
<i>Vespertilio murinus</i>	Лилик двоколірний	-	ВР	LC	LC	2	2
<i>Plecotus auritus</i>	Вухань бурій	-	РД	LC	LC	2	2
<i>Myotis daubentoni</i>	Нічниця водяна	-	ВР	LC	LC	2	2
<i>Nyctalus noctula</i>	Вечірниця руда	-	ВР	LC	LC	2	2
<i>Nyctalus leisleri</i>	Вечірниця мала	-	РД	LC	LC	2	2
<i>Pipistrellus nathusii</i>	Нетопир лісовий	-	НО	LC	LC	2	2
<i>P. pygmaeus</i>	Нетопир-пігмей	-	НО	LC	LC	3	2
<i>P. pipistrellus</i>	Нетопир-карлик	-	ВР	LC	LC	3	2
<i>P. kuhlii</i>	Нетопир білосмугий	-	ВР	LC	LC	2	2
Carnivora							
<i>Canis lupus*</i>	Вовк	IV	-	LC	LC	2	
<i>Vulpes vulpes</i>	Лисиця звичайна	-	-	LC	LC	-	
<i>Nyctereutes procyonoides**</i>	Собака єнотоподібний	-	-	LC	LC	-	
<i>Martes martes</i>	Куниця лісова	V	-	LC	LC	3	
<i>Martes foina</i>	Куниця кам'яна	-	-	LC	LC	3	
<i>Mustela nivalis</i>	Ласка	-	-	LC	LC	3	
<i>Mustela erminea</i>	Горностай	-	НО	LC	LC	3	
<i>Mustela vison**</i>	Норка американська	-	-	LC	LC	-	
<i>Mustela putorius</i>	Тхір лісовий	V	НО	LC	LC	3	
<i>Lutra lutra</i>	Видра	IV	НО	NT	NT	2	
<i>Meles meles</i>	Борсук	-	-	LC	LC	3	
Duplicidentata							
<i>Lepus europaeus</i>	Заєць сірий	-	-	-	-	3	
Rodentia							

Наукова назва виду		Охоронний статус					
		Habitat Directive	ЧКУ 2009	ЄЧС	МСОП	Берн	Бонн
<i>Castor fiber</i>	Бобер європейський	-	-		-	3	
<i>Sciurus vulgaris</i>	Білка звичайна	-	-	-	-	3	
<i>Sicista betulina</i>	Мишівка лісова	-	РД	LC	LC	2	
<i>Myoxus glis</i>	Вовчок сірий	-	-	LC	LC	3	
<i>Dryomys nitedula</i>	Вовчок лісовий	IV	-	LC	LC	3	
<i>Muscardinus avellanarius</i>	Вовчок ліщинний	IV	-	LC	LC	3	
<i>Micromys minutus</i>	Миша-крихітка	-	-	LC	LC	-	
<i>Apodemus agrarius</i>	Миша польова	-	-	LC	LC	-	
<i>Apodemus sylvaticus</i>	Миша лісова	-	-	LC	LC	-	
<i>Apodemus flavicollis</i>	Миша жовтогорла	-	-	LC	LC	-	
<i>Mus musculus</i>	Миша хатня	-	-	LC	LC	-	
<i>Rattus norvegicus</i>	Пацюк сірий	-	-	LC	LC	-	
<i>Ondatra zibethicus</i> **	Ондатра	-	-	LC	LC	-	
<i>Myodes glareolus</i>	Нориця руда	-	-	LC	LC	-	
<i>Arvicola amphibius</i>	Нориця водяна	-	-	LC	LC	-	
<i>Microtus arvalis</i>	Нориця звичайна	-	-	LC	LC	-	
<i>Microtus levis</i>	Нориця лучна	-	-	LC	LC	-	
<i>Microtus oeconomus</i>	Нориця-економка	-	-	LC	LC	3	
<i>Microtus agrestis</i>	Нориця темна	-	-	LC	LC	-	
<i>Microtus subterraneus</i>	Нориця підземна	-	-	LC	LC	-	
Artiodactyla							
<i>Sus scrofa</i>	Кабан	-	-	LC	LC	3	
<i>Capreolus capreolus</i>	Козуля європейська	-	-	LC	LC	3	
<i>Alces alces</i> *	Лось	-		LC	LC	3	

Примітки: \* - вид реєструвався на території ВБУ в минулому; \*\* - чужорідний вид; ЧКУ — Червона книга України (РД-рідкісний; НВ-недостатньо відомий; ВР-вразливий; ЗК-зникаючий; НО- неоцінений); МСОП — Червоний список Міжнародного союзу охорони природи (IUCN Red List) ЄС – європейський червоний список (NT - близький до загрозового стану; VU - вразливий; EN - під загрозою зникнення; LC – найменший ризик).

## ІНФОРМАЦІЙНЕ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ МОНІТОРИНГУ ВОДНО-БОЛОТНИХ УГІДЬ БІОСФЕРНОГО РЕЗЕРВАТУ «РОЗТОЧЧЯ»

<sup>1</sup>Мокрий В.І., <sup>2</sup>Біляк М.В., <sup>2</sup>М'якуш І.І., <sup>3</sup>Гончарук В.Є.

<sup>1</sup>Інститут телекомунікацій та глобального інформаційного простору НАН України, м. Київ,

<sup>2</sup>Яворівський національний природний парк, смт. Івано-Франкове,

<sup>3</sup>Національний університет «Львівська політехніка», м. Львів  
mokriy@ukr.net, yavorivskiypp@gmail.com , vegoncharuk@mail.ru

Моніторинг унікальних екосистем Розточчя має стратегічне значення для прогнозування наслідків природно-техногенних впливів на ландшафти, біорізноманіття і стабільність мікроклімату не лише для України й Польщі, а й для всієї Центральної Європи. Актуальність досліджень визначається принципово новими вимогами до оперативності, вірогідності і повноти інформації, потрібної для збалансованого екологічно безпечного управління екосистемами Розточчя. Для прийняття оптимальних управлінських рішень ефективно використання геоінформаційних систем (ГІС), які дають змогу комплексної

інтерпретації накопиченої інформації моніторингових даних, оперативного її поновлення та аналізу.

Згідно Закону України «Про загальнодержавну Програму формування національної екологічної мережі України на 2002-2015», передбачається інтеграція національної екологічної мережі з екологічними мережами сусідніх країн [1]. Екологічна мережа — це єдина територіальна система, яка включає ділянки природних ландшафтів, що потребують особливої охорони, а також території та об'єкти природно-заповідного фонду, курортні і лікувально-оздоровчі, рекреаційні, водозахисні, полезахисні території. До складу екомережі можуть бути включені не тільки території із збереженими природними умовами, але і деградовані ландшафти, які доцільно відновлювати шляхом невиснажливого використання та максимально наближеного до природи ресурсокористування.

Розточчя, як транскордонна природна фізико-географічна формація, є визначальним об'єктом в інтеграції національної екомережі до Всеєвропейської, через створення міждержавних природоохоронних територій. На основі природоохоронних територій Польщі та України створено Біосферний резерват (БР) «Розточчя» (рис. 1), площею понад 74 тис. га, як українську складову транскордонного українсько-польського біосферного резервату в регіоні Розточчя [2].

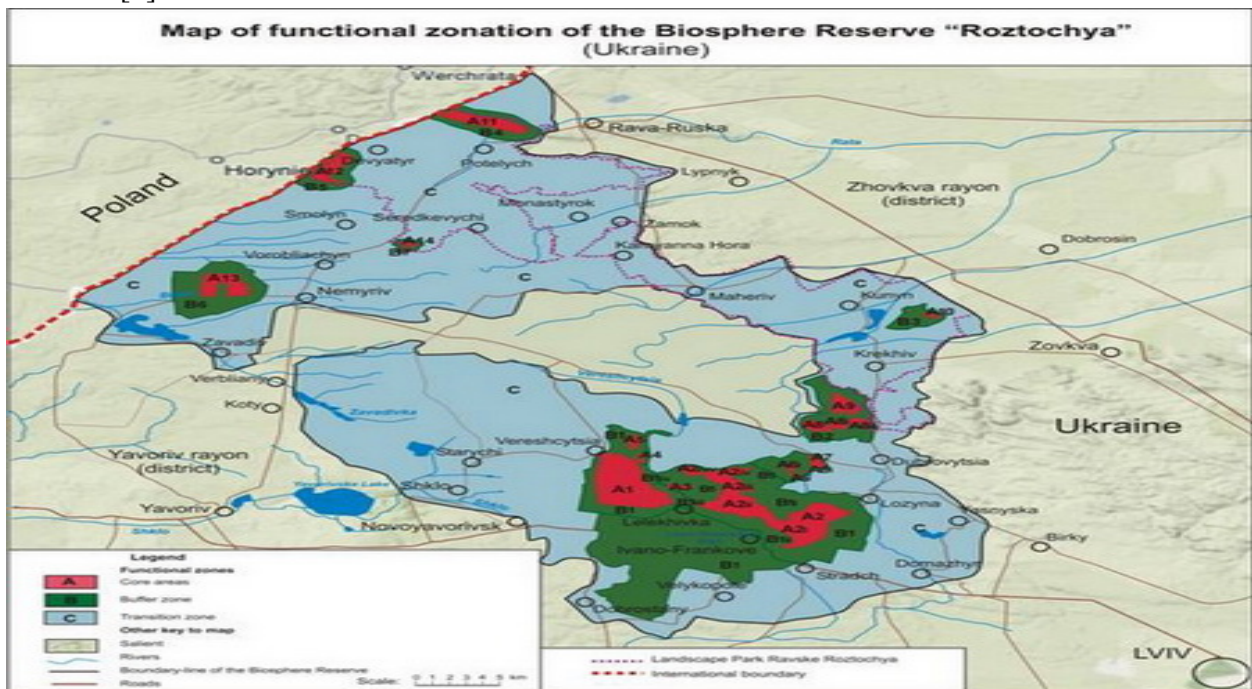


Рис. 1. Просторова структура та схема зонування Біосферного резервату «Розточчя» [2]

До структури БР входить п'ять об'єктів природно-заповідного фонду (ПЗФ): Природний заповідник (ПЗ) «Розточчя» (2084.5 га), Яворівський НПП (7078.6 га), Регіональний ландшафтний парк "Равське Розточчя" (19103 га), орнітологічний заказник "Янівські чаплі" (16 га), заповідне урочище "Немирів" (276 га). БР „Розточчя” є природним ядром національної екомережі в межах Галицько-Слободжанського (лісостепового) і Дністровського екокоридорів.

Відповідно до Севільської стратегії, завданням БР «Розточчя» є збереження біологічного різноманіття, природних ресурсів і їх стале використання. Збереження видового різноманіття забезпечується дотриманням режиму заповідності на території природного ядра (3314,6 га), яке складається з території ПЗ «Розточчя» (2084 га), заповідних зон Яворівського НПП (661,6 га) та РЛП «Равське Розточчя» (293 га), заповідного урочища "Немирів" (276 га), що разом становить 4,5% від території біосферного резервату і є достатнім для забезпечення вимог МАБ ЮНЕСКО.

Забезпечення сталого розвитку регіону Розточчя передбачає підтримку екологічно чистого агровиробництва, невиснажливе та максимально наближене до природи ресурсокористування, відродження традиційних ремесел і народних промислів, розвиток зеленого туризму, збереження історико-культурної спадщини, проведення еколого-освітньої діяльності. Екосистеми Розточчя зазнали суттєвих антропогенних трансформацій – кар'єри і відвали гірничовидобування, гідротехнічні споруди і водойми, розвиток ставкових господарств, скорочення лісопокритих площ, меліорація заболочених угідь, зміни русел річок тощо. Природно-техногенні екосистеми різного рівня трансформації займають близько 60% території біосферного резервату, на орні землі припадає понад 27%, під забудовою майже 4%. На території БР «Розточчя» збережено традиційне природокористування, створено сприятливі умови для розвитку рекреаційно-господарського сектору на основі санаторно-курортних комплексів, історико-культурних пам'яток, та оптимально-рекреаційного лісівництва.

Розточчя – одне з найцікавіших фізико-географічних районів Східної Європи, це порівняно вузьке горбогірне пасмо (ширина 12—32 км, довжина близько 180 км) на заході України та в південно-східній Польщі [3]. Розточчя поділяється на три частини: Західне, Центральне (розташовані в межах Польщі) та Східне (Українське Розточчя). В межах України Розточчя підноситься (100 - 150 м) над прилеглими рівнинами - Надсянською низовиною (на південному заході) і Надбужанською котловиною (на північному сході). На півночі території Польщі воно з'єднується з Холмською і Люблінською височинами.

Через південно-східне Розточчя проходить Головний європейський вододіл між Чорним і Балтійським морями. Води з південно-західних схилів Розточчя спливають до р. Сян притоками – річками Шкло, Вишня, Любачівка і Танва; з північного сходу — до річок Вепр і Західний Буг річками Полтва, Рата, Солокія і Гучва; на півдні р. Верещиця пливе до р. Дністер. Розточчя має краєвид мальовничого ерозійного низькогір'я. Долини річок широкі, переважно заболочені, де створено комплекси ставів.

Географічне положення, ґрунтово-кліматичні умови, висотний розподіл території сприяли формуванню багатого та різноманітного рослинного покриву, для якого характерні такі типи – лісовий, лучний, степовий, болотний та водний. На Розточчі охороняються типові для регіону але рідкісні для України соснові суббучини, сосново-букові судіброви з дуба скельного, а також острівні місцезростання ялиці білої, смереки європейської рослинність степових ділянок та торфовищ, а також лучно-болотна рослинність заплави р. Верещиця, з великою кількістю рідкісних і зникаючих видів рослин (32 види занесені в Червону книгу). Лучна рослинність представлена заплавами та торф'янистими луками. Степова рослинність займає незначні площі, що зумовлено великою розораністю території. Це здебільшого лучні злаково-різнотравні степи. Болотна рослинність представлена переважно евтрофними, рідше мезо- та оліготрофними ценозами. На рівнині поширені заплавні болота. Найбільшим фітоценотичним різноманіттям відзначається повітряно-водна рослинність, водна рослинність займає порівняно менші площі.

Високе біорізноманіття водно-болотних угідь [4], наукова та рекреаційно-туристична цінність території Розточчя, обумовлюють ідентифікацію екологічно-ємнісних інформаційно-індикаційних параметрів стану екосистем для оптимізації методів та засобів їх охорони, збереження та збалансованого використання. З огляду на це, доцільний уніфікований підхід до формування бази даних водно-болотних угідь на основі синтезу еколого-картографічних моделей цих елементів екомережі, з описом їх динаміки на мікро- і макрорівнях.

Гідрологічна мережа Розточчя характеризується відносно високою щільністю річкової сітки рівнинних річок та меліоративних каналів, незначною кількістю озер та великою кількістю штучних водойм різного функціонального призначення, малими площами боліт. До непроточних водойм відносяться оліго-мезотрофні водойми, природні евтрофні озера, природні дистрофні озера та стави [4]. Ценози найбільших за об'ємом природних евтрофних озер поширені в непересихаючих водоймах з повільною або відсутньою течією – у

каналах, ставах, колишніх кар'єрах, озерах, старицях, приурочені до мулистих, а також піщаних чи торф'янистих донних відкладів, багатих на поживні речовини, з потужним шаром сапропелю. Проточні водойми представлені ділянками водотоків з природною або напівприродною динамікою (малі, середні та головні русла річок), струмки, канали, постійні та тимчасові водойми з проточною водою. де немає ознак значного погіршення якості води. Мулисті береги річок з рослинністю порушених незадернованих ділянках з перемінним режимом зволоження трапляються спорадично, в межах невеликих ділянок замулених берегів проточних водойм або стариць, ставів, каналів, ровів, на пасовищах. Екологічна безпека водойм забезпечується стабільністю гідрологічного режиму, оптимальністю рибогосподарського використання, регулюванням рекреації, запобіганню забруднень та евтрофікації.

Важливим елементом водно-болотних угідь є напівприродні високотравні вологі луки [4]. До їх складу входять спорадично поширені угруповання сирих і вологих молінієвих лук антропогенного походження на вапнякових, торф'яних або глинисто-мулистих ґрунтах, властиві для ділянок з підпором ґрунтових вод. Фітоценози формуються переважно на заростаючих девастованих ділянках торфокар'єрів. Займають незначні площі, переважно в межах високих заплав і підсушених торфовищ. Характерні для територій осушених евтрофних боліт за умов одноразового сінокошення та помірною випасу. Гідрофільні прибережні зарості високотравних угруповань формуються неширокими смугами поблизу русел річок, каналів, розвиваються на незначних площах, при відсутності сінокошення. Заплавні луки сформувались у режимі активного сінокошення, приурочені до понижень рельєфу в межах низьких заплав, меліоративних каналів, які займаючи значні площі належать до поширених фітоценозів регіону.

Незважаючи на значний антропогенний вплив, тут збереглося такі цінні елементи водно-болотних угідь як верхові болота, трясовини, западини на торф'яних субстратах, низинні болота, заболочені та заплавні ліси, що належать до комунікаційних складових регіональної екомережі Розточчя. Формування екомережі доцільне на основі басейнового підходу. Річковий басейн, як єдина природно-територіальна одиниця, має чітко визначені границі, фіксований комплекс геоморфологічних, ґрунтових і кліматичних умов, сформований ландшафт, що дозволяє обґрунтувати структуру і співвідношення елементів екомережі та їх раціональне просторове розміщення [5]. До біотичних об'єктів функціональних складових екомережі відносяться лісові екосистеми, угруповання водно-болотних угідь, реліктові, ендемічні та рідкісні ценози. Гідромережа річок і меліоративних каналів, в комплексі із прибережними захисними смугами та водоохоронними зонами біля водойм, забезпечує міжоб'єктові зв'язки, виконуючи роль екологічних коридорів. Озерні екосистеми, заплави річок, торфовища, стариці, є функціональними складовими локальних природних ядер та екокоридорів вищого рангу. До ренатуралізаційних територій водно-болотних угідь доцільне віднесення осушених болотних масивів, евтрофованих заплавних водойм, гідромеліоративних систем, а також унікального природно-техногенного комплексу водойм Яворівського гірничо-промислового району. Активізація ренатуралізаційних процесів забезпечить потенційні можливості екосистем оздоровлення ландшафту та відновлення біорізноманіття, що сприятиме створенню екокоридорів для інтеграції національної екомережі до Всеєвропейської екомережі через створення міждержавних природоохоронних територій на Розточчі.

Специфіка збереження і збалансованого використання водно-болотних екосистем Розточчя, цінних для збереження біологічного різноманіття та забезпечення існування людини, диктує доцільність синтезу проблемно-орієнтованих геоінформаційних моделей конкретних екосистемних явищ, в якості складових єдиної ГІС та бази даних Державного кадастру природно-заповідного фонду України [6]. Функціонування зазначеної ГІС передбачає взаємний обмін інформацією між базами даних Державного земельного кадастру та Державного кадастру природно-заповідного фонду України, ведення їх на єдиній

програмній базі, існування єдиної картографічної основи, єдині підходи до оцифрування та введення інформації, отриманої на основі комплексного моніторингу.

#### БІБЛІОГРАФІЯ

1. Про Загальнодержавну програму формування національної екологічної мережі України на 2000 – 2015 роки (терміни і визначення) : Закон України від 21 верес. 2000 р. № 1989-III [Електронний ресурс]. –Режим доступу: <http://www.rada.gov.ua/>
2. Біосферний резерват «Розточчя»: [Електронний ресурс]. –Режим доступу: <http://www.loda.gov.ua>
3. Природа Львівської області / [під ред. К. І. Геренчука]. – Львів: Вид-во Львів. ун-ту, 1972. – 151 с.
4. Рідкісні оселища (NATURA-2000) верхів'я басейну ріки Західний Буг у контексті створення екологічної мережі Львівщини : [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://gcs.org.ua/habitats/literatura>.
5. Шеляг-Сосонко Ю. Р., Гродзинский М. Д., Романенко В. Д. Концепция, методы и критерии создания экосети Украины. – К.: Фитосоциоцентр, 2004. – 143 с.
6. Презентація єдиної геоінформаційної системи та бази даних Державного кадастру природно-заповідного фонду України : [Електронний ресурс]. –Режим доступу: <http://www.menr.gov.ua/index.php/press-center/news>.

### ГЕРПЕТОКОМПЛЕКСИ ВОДНО-БОЛОТНИХ УГІДЬ ЗАПЛАВИ РІЧКИ ТРУБІЖ

<sup>1</sup>Некрасова О.Д., <sup>2</sup>Куйбіда В.В.

<sup>1</sup>Інститут зоології ім. І.І. Шмальгаузена НАН України, Київ

<sup>2</sup>Переяслав-Хмельницький державний педагогічний університет ім. Григорія Сковороди  
[oneks@mail.ru](mailto:oneks@mail.ru)

Водно-болотні угіддя (ВБУ) р. Трубіж (л. пр. Дніпра довжиною 80 км) знаходяться на Придніпровській низовині. Її річище, крім гирлової ділянки, інтенсивно каналізоване та меліороване. Річка протікає по території Бобровицького і Козелецького р-нів Чернігівської обл., Броварського, Баришівського й Переяслав-Хмельницького р-нів Київської обл. Її верхів'я сполучається каналом з р. Остер, а звідти за допомогою насосних станцій вода перекачується з Десни. У пониззі річки розташоване м. Переяслав-Хмельницький. У її заплаві збудовано Трубізьку осушувально-зволожувальну систему загальною площею 33 400 га. Осушення земель р. Трубіж було розпочато в 1909 р., а докорінно реконструйовано в 1954 – 1961 рр. На відрегульованих ділянках русла р. Трубіж та її притоках загальною довжиною 201 км споруджено 35 підпірних шлюзи для регулювання річкового стоку. На відкритій боковій водопровідній і регулюючій мережі довжиною 904 км було збудовано 583 гідротехнічні споруди із збірного залізобетону. Загальна площа осушених земель, станом на середину ХХ століття становила 33 400 га, на яких вирощували овочеві та кормові культури.

Для покриття дефіциту водного балансу в засушливі періоди був реалізований проект перекидання стоку з басейну р. Десна. Для цього чотири гідровузли запрацювали у режимі каскадного підйому, подаючи воду з р. Десни по р. Остер проти течії до верхів'я р. Трубіж. Було побудовано 1237 каналів, а на боковій мережі 790 шлюзів-регуляторів. На річці зведено 21 русловий шлюз. В результаті запропонованих методів осушення було освоєно 28 тис. га сільськогосподарських угідь під сінокоси, пасовища, просапні культури тощо, у тому числі на теренах Баришівського р-ну – 5,4 тис. га. Для забезпечення технічних аспектів експлуатації меліоративної системи було організовано Трубізьке управління. Всього в басейні Трубежу було осушено понад 60 тис. га боліт і заболочених земель. Водночас виникла досить серйозна проблема, зумовлена тим, що після впровадження меліорації Трубізької заплави рівень ґрунтових вод значно знизився не лише в пониззях, а й на полях.

Таким чином, сучасна гідрографічна мережа басейну р. Трубіж сформувалася в результаті взаємодії природних фізико-географічних процесів та господарської діяльності людини. Притоками першого порядку р. Трубіж є малі рр.: Карань, Броварка, Попівка, Недра (61 км), Вибла, Альта, Ільта, Сага (Широкий Рукав), Стара Красилівка, Красилівка, Холодна Рудка, Гогопівка, Смолянка, Рудня, Крижень, Басанка, Гніздна, Мокрець, Бистриця. Притоками другого порядку є рр.: Гнилка, Булатець, Березанка, Войтовка, Бакумівка, Драч, Горобіївка, Свердлик. Приток третього порядку залишилось всього три: рр. Сухобереziця, Строкова, Безіменна. В басейні р. Трубіж розміщено близько 210 ставків та інших водойм, в тому числі на Баришівщині – 49.

Аналіз літературних джерел підтвердив, що наукових робіт про фауну цього регіону недостатньо, а антропогенні зміни за останнє сторіччя досить суттєві. Тому обрана тема дослідження є актуальною і додаткових доказів не потребує. Певні кроки з дослідження змін видового складу тварин цього регіону були присвячені інвентаризації іхтіофауни р. Трубіж [3]. Одну із перших наукових розвідок у вивченні герпетофауни зазначеної території зробив М. Шарлемань в роботі «До фавни Переяславщини», яка побачила світ на початку ХХ ст. [6] У ній автор зафіксував 8 видів амфібій і 2 види плазунів. З цього часу повна інформація щодо герпетофауни ВБУ басейну р. Трубіж не оприлюднювалася.

#### *Матеріали та методи*

Впродовж 16 років (1998 – 2013 рр.) ми досліджували і збирали інформацію та матеріали щодо герпетофауни ВБУ заплави за різними видами – 199 кадастрових точок (70 – для рептилій і 70 – для амфібій й 59 точок – для комплексу зелених жаб з 31 локалітету). Сформована База даних (БД) за місцями знахідок тварин «Кадастр амфібій та рептилій басейну Дніпра» за допомогою програми *OziExplorer v.3.95.4m*. Всі данні аналізували для виявлення сучасного стану та поширення видів. Таким чином вираховували величину наявності окремих видів (%) відносно місць знахідок (точок, табл. 1). Тварин (дорослих і личинок) виявляли за допомогою маршрутних методів, канавок, спеціального обладнання в т. ч. акустичних методів, залежно від сезону. Окремо збирали інформацію щодо модельних видів таких як жаби *Pelophylax esculentus* complex, які потребують додаткової уваги у зв'язку з біологічними особливостями та труднощами їх діагностики. Додатково вивчали морфологічні та генетичні особливості модельних видів (комплекс жаб *Pelophylax esculentus* та прудка ящірка *Lacerta agilis* – 35 ос.).

#### *Результати та обговорення*

У результаті наших багаторічних досліджень (1998 – 2013 рр.) для басейну р. Трубіж було виявлено 11 (12) видів амфібій та 8 (9) видів плазунів. Деякі види тварин зустрічалися лише в ХХ ст. Так, трав'яна жаба *Rana temporaria* згадується лише Г.С. Шульцом в книзі «Фенологический ежегодник за 1961 г.» [7], можливо помилково. Щодо гадюки степової *Vipera renardi* було лише дві знахідки на лівому березі у межах Київської обл.: на території ядра – 1993 р., с. Старе (навпроти м. Ржищів, полігон) знайшов Ю.Н. Рабцевич та на прилеглий території – 1971 р., між с. Старе та Кальне знайшов О.В. Яценя (фонди Зоомузею КМ ННПМ НАН України) [2; 5].

Права притока Трубежу р. Гніздна на півночі області має розгалуження – меліоративні канали (1962) біля сіл Калита – Заворичі. Деякі канали цієї річки замулені та ізольовані і придатні для мешкання та розмноження 9 видів амфібій (тритони, часничниця, кумка, квакша, зелена ропуха, всі представники комплексу зелених жаб) та 3 видів плазунів (ящірка прудка, черепаха, вуж звичайний). Вони були виявлені в квітні 2012 р.

Заплава лівої притоки р. Недри досить заболочена. Її пересічна ширина 0,5-0,7 до 2 км і характеризується високою меліорованістю. Річище має ширину 7 – 10 м. і майже по всій протяжності каналізоване зі шлюзами. Воно використовується як водоприймач осушувальної системи, на господарські потреби та рибництво. У заплаві розроблюють торфовища. Тут було знайдено часничницю, кумку, квакшу (багато у Березанському лісівництві), зелену ропуху, зелених жаб – озерну й їстівну та три види плазунів.



Права притока Трубежу р. Ільта колись була повноводною річкою у якій були чисельними такі земноводні як квакші, кумки, зелені ропухи, гостроморді жаби, їстівні та ставкові жаби, черепахи. На даний час у р-ні сіл Московці – Боршів від річки залишилися тимчасові замулені канали. Тут зникли зелені жаби і черепахи. Витоки і джерела річки давно переорані і загачені насипом автотраси на ділянці Любарці – Іванків – Бориспіль. Лише під Любарцями починає простежуватися долина річки і з'являються струмки. Деінде залишилися зелені ропухи, кумки та часничниці (0,62 ос./100 кв. м; 15.07.2013), прудкі ящірки (0,25 ос./100 кв. м; 15.07.2013).

Права притока Трубежу р. Альта та впадає в нього в районі м. Переяслав-Хмельницький. Русло Альти слабо виражене, іноді під час посухи пересихає і перетворюється в ланцюжок мілководних озерець, стариць та рукавів. Тут часто трапляються такі види як озерна та їстівна жаби, часничниця, прудка ящірка, вуж та черепаха (1 ос./1 км; літо 2012).

Цікавими є лісові масиви на південь від м. Березань, де у великій кількості мешкають кумки, квакші, ставкова, озерна й їстівна жаби, тритони, часничниці та 3 видів плазунів (ящірка прудка, черепаха, вуж звичайний). У лісових масивах (ур. Діброва, ур. Козача Могила тощо) крім вище згаданих видів зустрічаються – тритони (звичайний й гребінчастий), гостроморда жаба, живородні плазуни – веретільниця, живородна ящірка та гадюка звичайна. Чисельність прудкої ящірки біля лісових водойм складає 5 – 7,5 ос./100 м (30.05.2012). Біля моста через річку ящірок – 18 ос./100 м (околиці с. Гайшин, 22.05.2012). Вздовж меліоративних каналів доволі часто зустрічається зелена ропуха. Ропуха звичайна зустрічається лише на території поблизу гирла р. Трубіж (на дамбі, нижче м. Переяслав-Хмельницький біля лісу зафіксовано збитих 2,5 ос./100 м, весна 2012).

У басейні річки зустрічаються всі представники *Pelophylax esculentus* complex – ставкова *Pelophylax lessonae*, їстівна *Pelophylax* kl. *esculentus* та озерна *P. ridibundus* жаби. Частіше вони зустрічаються разом і гібридизують, утворюючи різні типи популяційних систем. На досліджених територіях були виявлені 5 типів популяційних систем зелених жаб з 31-го локалітету: R-тип (32,3%) – популяція, що складається з озерних жаб, найбільш розповсюджений тип (частіше зустрічається біля крупних водотоків, у місті Переяслав-Хмельницький та у самій річці Трубіж); R-E-тип (16,1%) – гібридна популяційна система, що складається з озерних жаб і гібридів, зустрічається у затоках та у притоках Трубіжа; R-E-L-тип (19,4%) – із гібридів та обох батьківських видів, зустрічається у невеликих водоймах, іноді в затоках; E-L-тип (25,8%) – із гібридів та ставкова жаби, зустрічається в невеликих переважно лісових водоймах та заплавах луках; L-тип (6,5%) – ставкова жаба («чисті» популяції), зустрічається у заболоченіших та лісових водоймах. Необхідно відмітити, що під впливом антропогенного тиску та руйнування природних біотопів чисельність ставкової жаби скоротилася у деяких локалітетах у 8 разів і більше (рис. 1). Водночас чисельність амфібій корелює з кліматичними умовами і може коливатися від посушливих періодів до вологіших. У цей період домінують різні батрахокомплекси.

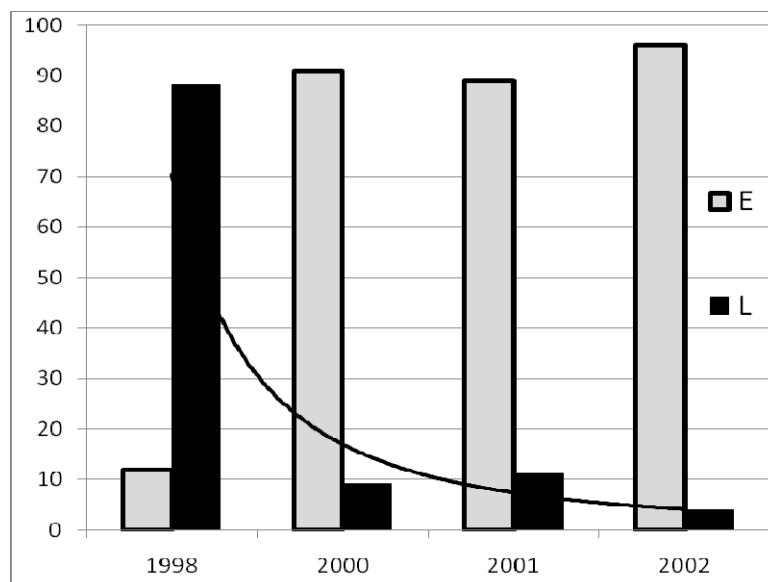
Таким чином серед земноводних (крім *Pelophylax esculentus* complex) на даний час найпоширенішими є: кумка (33,3%), часничниця (26,7%) та квакша (14,7%) (табл. 1; n = 70 точок, див. мат.методи), а найменш поширеними – тритони та жаба гостроморда. Серед плазунів (крім *Natrix natrix* та *Lacerta agilis*) найпоширеніша черепаха (11,4%).

За особливостями зафарбування та малюнка тіла у прудкої ящірки *Lacerta agilis* у даному регіоні відрізняють дві варіації (підвиди). Зокрема частіше зустрічається var. *chersonensis* – 88%, var. *exigua* – 9%, але перехідні гібридні форми складають – близько 3% (n = 35 ос.). В околицях м. Переяслава-Хмельницького, поблизу університету зареєстровано вужа звичайного *Natrix natrix* меланіста (наприкінці ХХ ст.). У цьому регіоні було знайдено новий для Київської області вид тварин – водяного вужа *Natrix tessellata* (весна-літо 2013) [9]: біля рибстану (50°02'N, 31°17'E) знайдено сіру дорослу особину довжиною біля метра та біля яхтклубу (Куряче гирло, 50°02'N 31°29'E) спостерігалось декілька особин. На правому

березі Дніпра (Трахтемирівський півострів) вже біля десяти років ми фіксуємо водяних вужів.

Рис. 1.

Величина присутності (%) представників комплексу зелених жаб *Pelophylax esculentus* complex у лісовому озері (навколо сіл Веселинівка – Масківці, Баршівський р-н) ( $n = 50$  ос., E-L-тип популяційної системи – гібрид та ставкова жаба відповідно).



Природно-заповідний фонд (ПЗФ) басейну р. Трубіж дуже невеликий [1,4]. Крім Національного природного парку «Білоозерський» ПЗФ представлений: Заповідними урочищами місцевого значення «Студенеківські дубові насадження», «Крутуха», Заповідним урочищем «Нечаївщина», Ландшафтним заказником місцевого значення «Стовп'язькі краєвиди», Ландшафтним заказником місцевого значення «Борщівський», Ботанічним заказником місцевого значення «Бакумівський», Гідрологічним заказником місцевого значення «Подільський», Заповідним урочищем місцевого значення «Болото «Солонці», Ботанічним заказником «Степовий», Ботанічною пам'яткою природи «Два товариша» тощо.

Ми пропонуємо створити заказники на ключових і цінних для біорізноманіття тварин територіях: навколо сс. Заворичі – Семиполки (рр. Трубіж – Гнізна), навколо с. Перше Травня (рр. Трубіж – Красилівка), на південь від м. Березань (рр. Трубіж – Надра, Березанське л-во), навколо сс. В. Каратуль – Жовтневе (рр. Трубіж – Каратуль). Необхідно розширити Національний природний парк «Білоозерський», додавши до нього нові території – гирло р. Трубіж (Куряче Горло) та ліс навпроти с. Стовп'язькі краєвиди».

Табл. 1.

Список земноводних та плазунів заплави річки Трубіж.

Українська назва		Латинська назва	Частка від знайдених точок (%)	Охоронний статус *
КЛАС ЗЕМНОВОДНІ, АБО АМФІБІЇ		AMPHIBIA		
1	Тритон гребінчастий	<i>Triturus cristatus</i> (Laurenti, 1768)	1,3	МСОП (LC), БК (2), КО
2	Тритон звичайний	<i>Lissotriton vulgaris</i> (Linnaeus, 1758)	1,3	МСОП (LC), БК (3), КО
3	Кумка червоночерева	<i>Bombina bombina</i> (Linnaeus, 1761)	33,3	МСОП (LC), БК (2)
4	Часничниця звичайна	<i>Pelobates fuscus</i> (Laurenti, 1768)	26,7	МСОП (LC), БК (2)
5	Ропуха звичайна	<i>Bufo bufo</i> (Linnaeus, 1758)	6,7	МСОП (LC), БК

Українська назва	Латинська назва		
			(3), КО
6	Ропуха зелена	<i>Bufo viridis</i> Laurenti, 1768	9,3 МСОП (LC), БК (2), КО
7	Квакша звичайна	<i>Hyla arborea</i> (Linnaeus, 1758)	14,7 МСОП (LC), БК (2)
8	Жаба трав'яна	<i>Rana temporaria</i> Linnaeus, 1758	? МСОП (LC), БК (3), КО
9	Жаба гостроморда	<i>Rana arvalis</i> Nilsson, 1842	5,3 МСОП (LC), БК (2), КО
10	Жаба їстівна	<i>Pelophylax</i> kl. <i>esculentus</i> (Linnaeus, 1758)	32,2** МСОП (LC), БК (3)
11	Жаба ставкова	<i>Pelophylax lessonae</i> (Camerano, 1882)	25,4** МСОП (LC), БК (3)
12	Жаба озерна	<i>Pelophylax ridibundus</i> (Pallas, 1771)	42,4** МСОП (LC), БК (3)
КЛАС ПЛАЗУНИ, АБО РЕПТИЛІЇ		REPTILIA	
1	Черепаша болотна	<i>Emys orbicularis</i> (Linnaeus, 1758)	11,4 МСОП (LR/nt), БК (2), КО
2	Веретільниця ламка	<i>Anguis fragilis</i> Linnaeus, 1758	2,9 БК (3), КО
3	Ящірка прудка	<i>Lacerta agilis</i> Linnaeus, 1758	37,1 БК (2)
5	Ящірка живородна	<i>Zootoca vivipara</i> (Jacquin, 1787)	2,9 БК (3), КО
6	Мідянка звичайна	<i>Coronella austriaca</i> Laurenti, 1768	1,4 ЧКУ, БК (2)
7	Вуж звичайний	<i>Natrix natrix</i> (Linnaeus, 1758)	35,7 МСОП (LR/lc), БК (3)
8	Вуж водяний	<i>Natrix tessellata</i> (Laurenti, 1768)	2,9 БК (2), КО
9	Гадюка звичайна	<i>Vipera berus</i> Linnaeus, 1758	5,7 МСОП (LC), БК (3), КО
10?	Гадюка степова	<i>Vipera renardi</i> (Christoph, 1861)	? ЧКУ, ЧС МСОП (VU) B2ab(iii), БК (2)

Примітки: \* – У дужках для червоних списків подано категорію охоронного статусу, для конвенцій – номер додатку; КО – запропоновані нами червоні списки Київської області; ЧКУ – Червона книга України, третє видання (2009, [8]); ЧС МСОП – Червоний список Міжнародного союзу охорони природи (IUCN Red List [10]); БК – Бернська конвенція; ? – Наявність видів сумнівна (див. текст); \*\* – *Pelophylax esculentus* complex найбільш поширений, тому вивчався окремо (див. мат. методи).

У подальших дослідженнях необхідно продовжити пошуки місць можливого існування різнобарвної ящурки (вона акліматизована М.М. Щербаком у 70-х рр. ХХ ст.), та підтвердити наявність степової гадюки. Актуальним є з'ясування причин та темпів поширення нового для Київської області виду – водяного вужа.

#### БИБЛІОГРАФІЯ

1. Василюк О. Природно-заповідний фонд Київської області / О. Василюк, В. Костюшин, К. Норенко, А. Плига, Є. Прекрасна, Г. Коломицев, М. Фатікова. – К.: НЕЦУ, 2012. – 338 с.
2. Каталог колекцій Зоологического музея ННПМ НАН Украины. Змеи (Доценко И.Б.). – К.: Зоомузей ННПМ НАН Украины, 2003. – 85с.
3. Куцоконь Ю.К., Циба А.О., Куйбіда В.В. Попередні дані щодо сучасного видового складу рибного населення р. Трубіж (басейн Дніпра) // Сучасні проблеми теоретичної

- і практичної іхтіології. Тези V Міжнародної іхтіологічної науково-практичної конференції (Чернівці, 13 – 16 вересня 2012 р.). – Чернівці, 2012. - С. 134 –136.
4. Прекрасна Є. Проектований національний природний парк «Дівички» у Київській області / Є. Прекрасна, О. Василюк, С. Домашевський, І. Парнікоза, М. Фатікова, О. Надеїна, К. Норенко.– К.: НЕЦУ, 2012. – 44 с. – (Сер. «Збережемо українські степи»).
  5. Редкие и исчезающие растения и животные Украины: Справочник / В.И. Чопик, Н.Н. Щербак, Т.Б. Ардамацкая и др.; Отв. ред. Сытник К.М. – Киев: Наукова думка, 1988. – 216 с.
  6. Шарлемань М. До фавни Переяславщини / М. Шарлемань // Щорічник Полтавського народного природничого музею. – 1919. – № 5 – 6 – 7. – С. 63 – 71.
  7. Шульц Г.Э. (ред.) Фенологический ежегодник за 1961 г. - Л.: Гидрометеиздат, 1965. - 158 с.
  8. Червона книга України. Тваринний світ / за ред. І.А. Акімова. – К.: Глобалконсалтинг, 2009. – 600 с.
  9. Nekrasova O.D. , Gavris G.G. , Kuybida V.V. Changes in the Northern Border of the Home Range of the Dice Snake, *Natrix tessellata* (Reptilia, Colubridae), in the Dnipro Basin (Ukraine) // Vestnik zoologii, 47(5). – 2013. – P. 475 – 479.
  10. IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Downloaded on 19 January 2014.

## РОСЛИННИЙ ПОКРИВ ГІДРОЛОГІЧНОГО ЗАКАЗНИКА МІСЦЕВОГО ЗНАЧЕННЯ “АРТОПОЛОТ” (ПОЛТАВСЬКА ОБЛ.)

*Ольшанський І.Г.*

Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України, м. Київ  
olshansky1982@ukr.net

### *Вступ*

Полтавська область має розвинену гідрологічну мережу. З метою збереження і відновлення цінних водних об'єктів і комплексів в області створено багато гідрологічних заказників. Метою нашого дослідження було – узагальнити наявні літературні відомості та результати власних польових досліджень про рослинний покрив гідрологічного заказника місцевого значення “Артополот”.

### *Об'єкт і методи досліджень*

Артополот – гідрологічний заказник місцевого значення. Він знаходиться між селами Піски, Пісочки та Гаївщина Лохвицького району Полтавської області. Об'єктом природно-заповідного фонду заказник “Артополот” оголошено 10-ю сесією 5-го скликання Полтавської обласної ради від 6 вересня 2007 року. Заказник “Артополот” є болотно-лучним масивом у долині річки Сули та її лівої притоки – річки Артополот. Площа заказника – 507,4га. Територія заказника передана під охорону Пісківської сільської ради (449,9га) та Лохвицького держлісгоспу (57,5га). Заказник має важливе водоохоронне значення, є біоцентром Сулинського екологічного коридору. На території заказника дозволена господарська діяльність – випас худоби на 100 і сінокосіння на 20 гектарах [1, 4, 5, 6]. Зазначимо, що в 2011–2013 роках тут проводилося лише сінокосіння, а худобу не випасали.

Наукову характеристику на той час ще проектованого гідрологічного заказника місцевого значення “Артополот” підготували Байрак О.М., Стецюк Н.О., Слюсар М.В. [4]. Авторами складено характеристики природних умов, рослинного та тваринного світу заказника. На той час пропонувалося створити гідрологічний заказник площею більше 300 га. Важливі відомості про рослинний світ заказника “Артополот” знаходимо в статті А. Корнуса [5] та монографії Байрак О.М., Заболотна Т.І., Слюсар М.В. [2].

Нами проводилися польові дослідження в заказнику “Артополот” починаючи з 2007 року. Зібрані гербарні матеріали передано до Національного гербарію України – Гербарію Інституту ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України (КВ).

Назви видів рослин подані за зведенням С.Л. Мосякіна та М.М. Федорончука [9].

*Результати досліджень та їх обговорення*

На території заказника “Артополот” наявні водойми, болота, заплавні луки та ліси.

Водна рослинність представлена угрупованнями, утвореними прикріпленими рослинами із зануреними та плаваючими на поверхні води листками (*Ceratophyllum demersum* L., *Hydrocharis morsus-ranae* L., *Myriophyllum verticillatum* L., *Nymphaea alba* L., *Nuphar lutea* (L.) Smith, *Potamogeton* sp., *Stratiotes aloides* L.), неприкріпленими, вільноплаваючими в товщі води (*Utricularia vulgaris* L.) та вільноплаваючими на поверхні води рослинами (*Lemna minor* L., *L. trisulca* L., *Salvinia natans* (L.) All., *Spirodela polyrrhiza* (L.) Schleid.).

Прибережно-водна рослинність трапляється неширокими смугами вздовж русел річок. У заказнику ростуть *Alisma plantago-aquatica* L., *Butomus umbellatus* L., види роду *Carex*, *Glyceria maxima* (С.Hartm.) Holmberg, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., *Sagittaria sagittifolia* L., *Scirpus lacustris* L., *Solanum dulcamara* L., *Typha angustifolia* L., *T. latifolia* L.

На болотах трапляються *Acorus calamus* L., *Caltha palustris* L., *Calystegia sepium* (L.) R.Br., *Geranium pratense* L., *Gladiolus tenuis* M.Bieb., *Iris pseudacorus* L., *Lycopus europaeus* L., *Mentha aquatica* L., *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., *Symphytum officinale* L.

У заплавах річок Артополот і Сула поширені вільхові угруповання з домінуванням *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn. У вільшаниках трапляються *Acer tataricum* L., *Aegopodium podagraria* L., *Crataegus* sp., *Eupatorium cannabinum* L., *Filipendula ulmaria* (L.) Maxim., *Frangula alnus* Mill., *Inula helenium* L., *Populus alba* L., *Swida sanguinea* (L.) Opiz, *Urtica dioica* L. Також, у заплавах річок поширені заплавні та чагарникові угруповання з домінуванням видів роду *Salix* L. (*Salix alba* L., *Salix aurita* L., *Salix cinerea* L.).

Лучна рослинність поширена в заплавах річок Артополот і Сула та на островах на річці Сула. На луках здійснюється сінокосіння. В їх складі відмічені *Achillea submillefolium* Klokov et Krytzka, *Bromopsis inermis* (Leyss.) Holub, *Cichorium intybus* L., *Dactylis glomerata* L., *Daucus carota* L., *Deschampsia cespitosa* (L.) P.Beauv., *Juncus compressus* Jacq., *Leontodon autumnalis* L., *Lychnis flos-cuculi* L., *Lotus ucrainicus* Klokov, *Medicago falcata* L., *M. lupulina* L., *Poa* sp., *Phleum pratense* L., *Potentilla anserina* L., *P. reptans* L., *Ranunculus acris* L., *Rhinanthus minor* L., *Sanguisorba officinalis* L., *Taraxacum officinale* Wigg., *Trifolium pratense* L.

Небезпеку для збереження природного біорізноманіття заказника можуть спричинити інвазійні види. На сьогодні в заказнику “Артополот” такі не зростають. Ми вважаємо, що цьому сприяє існуюча господарська діяльність. Поблизу заказника нами знайдено популяції кількох інвазійних видів, які потенційно можуть до нього проникнути. Так, на околицях села Пісочки на луках (N50°20'28" E33°26'55") та в селі Піски на луках (N50°22'44" E33°25'44") нами виявлено численні місцезростання *Solidago canadensis* L., на околицях села Пісочки на узліссі біля залізниці (N50°20'34" E33°27'12") та на околицях села Піски на луках (N50°23'15" E33°26'01") – *Asclepias syriaca* L., на околиці міста Червонозаводського вздовж автотраси до села Піски (N50°23'02" E33°25'20") – *Ambrosia artemisiifolia* L. Проте найбільшу загрозу може становити *Echinocystis lobata* (Michx.) Torr. et A.Gray. Вперше цей вид нами знайдено в 2013 році на околицях села Піски вздовж річки Артополот (N50°23'01" E33°26'01"), де раніше він не траплявся. Популяція *Echinocystis lobata* займала вузьку смугу (10м x 200м) в заростях *Phragmites australis*.

У наш час найбільш негативним фактором для заказника “Артополот” стало обміління річки Сула. Так, в осінні місяці 2012 року стік Сули не перевищував 5–7% середньо-багаторічних значень. На інших річках Полтавщини (Ворскла, Псел, Оріль) такого не спостерігалось. Ймовірна причина суттєвого зниження річкового стоку – вплив нафтогазових свердловин на поверхневі і підземні води регіону, зокрема шість нафтогазових

свердловин збудовано біля села Сенча Лохвицького району [7]. Обміління Сули призводить до загибелі водних рослин і тварин та заболочування річки.

### ВИСНОВКИ

Гідрологічний заказник місцевого значення “Артополот” є цінним об'єктом природно-заповідного фонду, в якому охороняються види, включені до Червоної книги України (*Salvinia natans* та *Gladiolus tenuis*) та регіонально рідкісні види (*Inula helenium*, *Nymphaea alba*, *Sanguisorba officinalis* та *Utricularia vulgaris*).

### БІБЛІОГРАФІЯ

1. Артополот // Полтавщина. Енциклопедичний довідник [за ред. А.В. Кудрицького]. – К.: Українська Енциклопедія імені М.П. Бажана. – 1992. – С 36.
2. Байрак О.М., Заболотна Т.І., Слюсар М.В. Заповідними стежками Лохвицького краю. – Полтава: Дивосвіт, 2011. – 183 с.
3. Байрак О.М., Проскурня М.І., Стецюк Н.О. та ін. Еталони природи Полтавщини. – Полтава: Верстка. – 2003. – 212 с.
4. Байрак О.М., Стецюк Н.О., Слюсар М.В. Наукова характеристика проєктованого гідрологічного заказника місцевого значення “Артополот” (Лохвицький район, Полтавська область) (рукопис). – 2003. – 8 с.
5. Корнус А. Проєктований ландшафтний парк “Середньосульський” // Наук. Вісн. Чернівецького ун-ту. Сер. Географія. – 294. – С. 33–41.
6. Полтавська обласна рада. Рішення від 23 березня 2005 року Про затвердження Переліків видів тварин і рослин, які не занесені до Червоної книги України, але є рідкісними або такими, що постійно або тимчасово перебувають під загрозою зникнення в природних умовах Полтавської області. – Полтава, 2005.
7. Стародубцев В.М. На Полтавщині зникає річка Сула: гідрологи й фахівці водного господарства занепокоєні // Ресурсний центр Гурт. [Інтернет-ресурс. Режим доступу: <http://gurt.org.ua/news/recent/17135/> 2013-02-28].
8. Червона книга України. Рослинний світ / за ред. Я.П. Дідуха. – К.: Глобалколсалтинг. – 2009. – 900 с.
9. Mosyakin S.L., Fedoronchuk M.M. Vascular plants of Ukraine. A nomenclatural checklist. – Kiev, 1999. – 345 p.

## ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ ВІДТВОРЕННЯ ВОДНИХ ЖИВИХ РЕСУРСІВ УКРАЇНИ

<sup>1</sup>Панасюк А.С., <sup>2</sup>Постосенко Д.М.

<sup>1</sup>Бюджетна установа «Методично-технологічний центр з аквакультури»,  
Державне агентство рибного господарства України,  
Міністерство аграрної політики та продовольства України,  
<sup>2</sup>Інститут агроекології і природокористування НААН,  
лабораторія екології водно-болотних угідь і торфовищ  
[PanasjukAS@ukr.net](mailto:PanasjukAS@ukr.net)

Висвітлено питання відновлення природних біоценозів і відтворення запасів риби. Запропоновано основні вимоги до системи еколого-економічних обґрунтувань спеціальних заходів з охорони і відтворення рибних ресурсів.

### ВСТУП

Джерелом сировинних ресурсів рибогосподарської галузі є більш як 1 млн га внутрішніх водойм, а також Азовське і Чорне моря та Світовий океан. Відповідно вони забезпечують вирощування і добування риби та морепродуктів для отримання високоцінних

білкових продуктів харчування, кормів, медикаментів та технічної продукції, визначають структуру галузевого виробництва.

Для рибного господарства України важливе значення має ефективне використання внутрішніх водойм. Для більшості жителів України прісноводна риба – традиційний продукт харчування, що відповідає їх смакам. Її виробництво розташоване безпосередньо біля місць споживання та захищене від зовнішніх економічних та політичних негативних впливів. Територія України охоплює теплі і помірні зони, її кліматичні умови придатні для риборозведення за культивування як тепловодних, так і холодноводних видів риб. Українські внутрішні водойми за природною кормовою здатністю для риб, багатством їх видового складу та іншими параметрами заслуговують на порівняння з цінністю українських чорноземів для землеробства.

Загальносвітові обсяги вирощування риби і морепродуктів (аквакультура) в останні десятиліття зростають високими темпами. Так, якщо 1990 р. у світі вирощувалося 16,8 млн т риби і морепродуктів, то у 2006 р. – 66,7 млн т, тобто їх обсяги зросли майже у 4 рази [6].

За прогнозами ФАО [6], досягнуті світові рівні добування риби і морепродуктів (92 млн т) та вирощування (67 млн т) можуть бути збільшені до 250-450 млн т.

Поряд із зростанням уловів у світі багато уваги приділяють екологічній проблемі галузі. Для забезпечення позитивного впливу рибного господарства на обсяги виробництва продуктів харчування, кормів для тварин та навколишнє природне середовище Україна використовує передовий зарубіжний досвід. Так, прийнято Постанову Верховної Ради України «Про Основні напрями державної політики України в галузі охорони довкілля, використання природних ресурсів та забезпечення екологічної безпеки» № 188/98-ВР від 05.03.98, яка відповідає Директиві 96/61/ЄС. Отже, постанову побудовано на прогресивних екологічних положеннях Європейського Союзу. В цих документах підхід до розв'язання екологічних проблем визначається за принципом того, що якість життя, економіка, структура виробництва і споживання – це єдина система [8].

Риба та інші водні живі організми можуть жити та відтворюватись лише у чистій воді, а необхідні для цього умови мають забезпечити рибогосподарські структури. Адже рибне господарство і задіяні в ньому люди зацікавлені у збереженні, примноженні і раціональному використанні водних живих ресурсів, якими могли б користуватись як теперішні, так і майбутні покоління.

#### *Відновлення природних біоценозів і відтворення запасів риби*

Екологічна ситуація в рибному господарстві вимагає здійснення екологізації його економічного розвитку. Основним принципом екологізації рибогосподарського виробництва є вдосконалення існуючих і створення нових технологічних процесів вирощування, вилову та переробки водних живих ресурсів у напрямі недопущення порушення екологічної стабільності, забезпечення охорони, збереження та відтворення природних ресурсів і навколишнього природного середовища.

Важливими механізмами екологізації рибогосподарського виробництва є систематизація чинників негативного впливу на навколишнє природне середовище видів діяльності, регіонів, кожного господарюючого суб'єкта і його виробничих підрозділів, а також розроблення на її основі програми екологізації економічного розвитку рибогосподарського комплексу. Виявлення істотних екологічних порушень повинно зумовлювати відповідні структурні зміни як окремого виробництва, так і галузі в цілому, впровадження нових техніки і технологій, що здатні забезпечити екологічний баланс.

У природних внутрішніх водоймах – озерах, лиманах, річках та штучно створених водосховищах - вплив на стан рибних запасів та видовий склад риб можливий завдяки запобіганню забрудненню промисловими та побутовими стоками, вселенню продуктивних видів риб, сприянню розвитку природної кормової бази для риб, створенню умов для їх нересту, організації штучного відтворення, охороні від бракон'єрів та організації раціонального промислу, що запобігає підризу запасів гідробіонтів [8].

Що стосується сировинної бази, то вона потребує переходу від використання природних популяцій риб методами рибальства до цілеспрямованого управління формуванням іхтіофауни та вселенням у водойми цінних видів риб.

Про організацію роботи щодо формування біоценозів на новостворених великих водосховищах і на рибницьких господарствах, які забезпечують відновлення запасів риби, фахівці, на жаль, не мають єдиної думки щодо характеру реалізацій заходів природного відновлення різних екологічних угруповань риби у водоймах.

Для розв'язання цієї проблеми рибогосподарським організаціям необхідно виробити вимоги до системи заходів з відтворення риби, підтримання чисельності промислових стад. Спеціальні рибогосподарські заходи, за суттю, є природоохоронними, без використання яких неможливо займатися господарським використанням багатьох видів риб і мати їх в природних біоценозах річок. На сьогодні багатьма екологами питання охорони природи розглядаються з точки зору необхідності спрямування зусиль на створення життєздатних, стійких і продуктивних екологічних систем. Домінуючим принципом є використання біологічних закономірностей формування динамічної стабільності угруповань. Конструктивне визначення цієї властивості висуває вимогу збереження числа видів риб у цих угрупованнях упродовж тривалого часу [1].

Зважаючи на такі міркування, сформулюємо основні вимоги до системи заходів з охорони риби і відтворення рибних запасів:

1. Система відтворення запасів гідробіонтів і риби має охоплювати замкнутий цикл: відтворення, нагул молодняку, організацію промислу впродовж усіх періодів існування тощо. Система відтворення повинна враховувати основні варіанти типових відхилень стану природи (маловодні та багатоводні, теплі і холодні роки тощо) від середніх показників.

2. Система відтворення повинна забезпечувати одержання максимальної кількості продукції за скорочення початкового матеріалу, затрат праці, часу, земельних площ та експлуатаційних витрат і сприяти оптимізації використання водойм та їх водних ресурсів усіма водокористувачами, включаючи і рибне господарство. Система відтворення запасів риби чи окремих складових їх популяцій повинна також упродовж багатьох років забезпечувати чисельність, віковий, ваговий (або розмірний) та генетичний склади організмів, які є кормовою базою для гідробіонтів нагульної водойми (чи басейну) в умовах, що постійно змінюються під впливом антропогенної діяльності.

Є межа зміни умов, перевищивши яку неможливо жодними рибоводно-меліоративними заходами запобігти повному вимиранню чи втраті господарського виду. Тому система відтворення повинна вдосконалюватись з урахуванням необхідності реконструкції іхтіофауни у зв'язку зі зміною умов існування внаслідок господарської діяльності. Іншими словами, система відтворення повинна забезпечувати збереження генетичної, вікової і розмірної різноманітності, а також можливість управління якісним складом, чисельністю і поширенням відновлювальних популяцій риб. А це можливо лише за умови збереження генофонду і проведення селекційної роботи.

3. Система відтворення риби повинна сприяти процвітанню виду чи популяції за порушення умов розмноження та нормального розвитку потомства шляхом використання характерних для виду засобів подолання негативних чинників середовища. Тобто система відтворення має використовувати видові адаптації, які є основою існування виду в природі, і можливості заміни в широких межах одних чинників іншими або їх комбінаціями. Для цього необхідно враховувати: а) основні закони індивідуального розвитку організмів, екології та генетики популяцій; б) не тільки найближчі наслідки змін умов існування риби і біотехнології відновлення її запасів, але й віддаленіші вторинні наслідки, які можуть проявитись значно пізніше.

4. У системі заходів з відтворення виду риб чи окремих складових його популяцій повинні бути визначені основні тези застосованої в конкретному випадку біотехнології відновлення і рибоводних заходів.



Висвітливо лише деякі якісні та кількісні аспекти заміни природного відтворення промисловим вирощуванням молодняку риб із різновіковою структурою нерестової популяції, що необхідно в умовах промислового рибальства (наприклад, на Каховському водосховищі), а також для розробки таких заходів, які гарантували б збереження під час промислу не тільки покоління молодняку, але і залишку плідників. Тому порушення різновікової структури нерестової популяції не повинно враховуватись для обґрунтування співвідношення масштабів промислового і природного відтворення риби [4].

Характерною особливістю пристосування популяції до нових умов існування є елімінація особин, генотипи яких не забезпечують можливості їх виживання чи залишення потомства в змінених умовах існування, і навпаки, збільшення питомої популяції особин, генотипи яких забезпечують їх виживання та можливість одержання потомства. Іншими словами, реакція популяції на зміну умов існування характеризується зменшенням чисельності популяції, а отже, і збідненням її генофонду [7].

Якщо не здійснювати заходи з охорони гідробіонтів і компенсації втрат, що наносяться їх популяціям і рибному господарству скороченням ареалу та зміною умов існування риб на залишковій частині, то наслідки цих змін можна класифікувати так: 1) скорочення ареалу і зміна режиму на решті його частини спричиняє зменшення уловів, однак незважаючи на це, зберігаються умови для відтворення, виживання та продукування потомства частиною особин із усіх біологічних угруповань, що складають популяцію; 2) зменшення чисельності та уловів за скорочення ареалу і зміни режиму на залишковій його частині відбувається через вимирання всієї популяції за відсутності умов існування для всіх біологічних складових угруповання.

Заходи щодо компенсації втрат, завданих скороченням ареалу та зміною умов існування риби і його залишку, можна розділити на дві групи: 1) заходи, спрямовані на збільшення масштабів природного відтворення (меліорація природних і створення штучних нерестовищ, будівництво і експлуатація нерестових каналів, рибопропускних споруд, перевезення плідників, виловлених у нижньому б'єфі гідровузла, в райони розміщення природних чи штучних нерестовищ, які є або створюються у верхньому б'єфі гідровузла); 2) промислове вирощування молодняку цінних промислових видів риб у ставках, нерестово-вирощувальних рибних господарствах та на рибоводних заводах (табл. 1, 2).

Таблиця 1

*Інформація про виконання плану державними рибовідтворювальними комплексами з випуску молодняку риб у природні водні об'єкти загальнодержавного значення (тис. шт.) станом на 16.12.2008 р.*

Державна установа	2005 р.		2006 р.		2007 р.		2008 р.	
	План, тис. шт.	Факт, тис. шт. (виконання, %)	План, тис. шт.	Факт, тис. шт. (виконання, %)	План, тис. шт.	Факт, тис. шт. (виконання, %)	План, тис. шт.	Факт, тис. шт. (виконання, %)
Виробничо-експериментальний Дніпровський осетровий завод	1000	392,8 (39%)	1000	177,551 (17,8%)	1000	601,3 (60,1%)	1000 (осетер) 5,0 (веслоніс)	1118
Форелевий завод "Лопушно"	250	270,94 (108,4%)	250	251,8 (100,7%)	250	202,42 (101,2%)	200,0 (форель)	202
Новокаховський рибоводний	3000	672,821 (22,4%)	730	765,674 (104,8%)	2042,7	2049,907	2200,0 (дволітки)	2367,2

завод частикових риб						(100,3 %)	рослиноідн і)	
Херсонський виробничо- експериментал ь-ний завод по розведенню молоді частикових риб	2950	2241,0 (76,0 %)	2400	544,0 (23 %)	2040	1823,81 3 (89,4 %) 307,920 тис. шт. цьоголі тків РАЗОМ : 2131,73 3	2020,0 (дволітки рослиноідн і)	2398,1
Кримський риборозплідни к	555	159,5 (28,7 %)	555	1739,025 (39 %)	555	632,855 (114 %)	555,0 (дволітки рослиноідн і)	337,1
Всього:	7755	3697,711 (47 %)	4935	392,8 (35 %)	5837,4	дволіткі в 5310,29 5 (91 %) 307,920 тис. шт. цьоголі тків РАЗОМ : 5618,21 5~ (96,2 %)	5975,5	6422,4 (107,4 %)

Таблиця 2

*Інформація про існуючі виробничі потужності відтворювальних комплексів державних установ Держкомрибгоспу, га*

Категорія ставка	Новока- ховський рибоводний завод частикових риб	Виробничо- експери- ментальний Дніпровський осетровий риборозвідний завод	Форелевий завод “Лопушно”	Херсонський виробничо- експери- ментальний завод по розведенню молоді частикових риб	Кримський рибо- розплідник	Разом
Вирощуваль- ний 1-го рівня	79,59	68,0	0,206	600,53	41,0	789,32 6
Вирощуваль- ний 2-го рівня	727,44	-	-	-	69,0	796,44
Зимовий:	10,374	-	-	6,52	2,6	19,494

маточні	0,20	-	-	2,05	-	2,25
ремонтні	0,21	-	-	-	-	0,21
Карантинні: літні	0,24	-	0,015	-	-	0,255
маточні	1,95	-	-	3,38	0,36	5,69
ремонтні	18,95	-	0,07	22,45	-	41,47
Малькові	4,42	-	-	12,27	-	16,69
Маточні ремонтні	-	-	0,29	-	-	0,29
Нерестові	0,53	-	-	-	1,0	1,53
Регулятор- накоплювач	10,72	-	0,019	-	-	10,739
Садки експери- ментальні	-	-	-	3,08	-	3,08
Всього:	854,66	68,0	0,60	650,28	113,96	1687,4 64

Заходи повинні забезпечувати відновлення тих біологічних угруповань, умови відтворення яких порушені внаслідок екологічних змін у водоймі чи водотоці. Це практично і повинно бути реалізовано в нових технічних рішеннях, спрямованих на гарантійне одержання потомства риб. Під час розробки нових технологій природного відтворення риби з мінімальною втратою плідників за максимальної продукції молодняку необхідно створювати умови динамічної стабільності і збереження стійкості екосистем з дотриманням принципів господарської доцільності [7].

Оскільки комплекси, що складають систему компенсаційних рибогосподарських заходів, повинні забезпечити стійкість і певний рівень продуктивності іхтіоценозів у значних межах природних територій, варіантний аналіз заходів може виявитись надто складним і трудомістким. Це обумовлено необхідністю проведення системного аналізу варіантів цих заходів, які відрізняються як валовою (за всіма видами риб) продуктивністю, так і продуктивністю за деякими промисловими і непромисловими видами риб. Вибір остаточного варіанта системи компенсаційних заходів безумовно залежатиме і від міркувань економічного характеру, оскільки необхідно буде віддавати перевагу варіанту з найменшими зведеними витратами. Разом з тим ця вимога не повинна, очевидно, виконуватись у всіх без винятку випадках, особливо тоді, коли можливий негативний вплив еколого-економічного та природоохоронного характеру.

Під час визначення ефективності застосування компенсаційних рибогосподарських заходів необхідно оцінювати їх вигідність для суспільного виробництва. Взагалі найвигіднішою в цьому аспекті може вважатись лише така керована система, яка за одержання від неї необхідної кількості речовин (енергії) потребуватиме мінімальних зусиль з підтримання її стабільності. Тому мінімум конкретних рибогосподарських дій, мінімум об'єму (вартості) виконаних робіт може виступати як один з найважливіших критеріїв за оцінювання відновлювальної системи.

На жаль, повного розроблення методичної основи оцінки економічної втрати від антропогенного втручання в життя водойми, ефективності спеціальних рибогосподарських заходів немає. В практиці рибогосподарських обґрунтувань переважно використовуються галузеві методичні прийоми та розрахункові схеми, які оцінюють, головним чином, ефективність капіталовкладень у рибогосподарські об'єкти. До того ж, наприклад, повністю ігнорується економічна суть нерестових заходів, оскільки вважається, що всі ці заходи є природоохоронними. Однак виходити із законодавчих рекомендацій загального природоохоронного характеру в питанні відновлення біоценозів можна лише в деяких,

цілком визначених ситуаціях, коли може виникнути необхідність збереження рідкісних або зникаючих видів чи генофонду.

Визначення економічної ефективності капіталовкладень в рибоводні підприємства і споруди має умовний характер, оскільки вона розраховується в комплексі з добувною і обробною базами. Не завжди виконується вибір найбільш економічного варіанта заходів. Рибогосподарські організації здебільшого дотримуються думки, що визначення загальної економічної ефективності компенсаційних заходів взагалі безпідставне, оскільки рибне господарство від цих заходів не одержує додаткової продукції.

Все це чітко засвідчує про нагальну необхідність вдосконалення наукових основ визначення ефективності, методичних розробок для розв'язання відповідних економічних завдань. Наприклад, завдання раціоналізації структури кінцевої рибогосподарської продукції, яка залежить від вибору черговості введення в дію об'єкта із загальної системи компенсаційних заходів.

Зокрема таким завданням є варіантне порівняння в часі ефекту перерозподілу капіталовкладень між різними за капіталоемністю і строками будівництва об'єктів для штучного розведення, пропуску у верхні б'єфи гідровузлів чи захисту на водозаборах різних видів риб з пізнім або раннім дозріванням статевих продуктів, необхідність оптимального співвідношення структури і масштабів системи компенсаційних рибогосподарських заходів із загальною системою відновлення рибних запасів у межах розглянутих великих природних територій (акваторій) [2 - 5, 9]. Це завдання полягає в тому, щоб цілеспрямовано врахувати антропогенні порушення у біогеоценозах. Провідним принципом у цьому буде вимога досягнення стійкості та продуктивності екосистем.

Відмінності між екосистемами із незмінними чи слабо зачепленими господарською діяльністю людини природними біогеоценозами і екосистемами із істотно зміненими біогеоценозами будуть зводитись до якісних і кількісних характеристик видового складу угруповань, до міри насиченості і розгалуженості трофічних зв'язків між популяціями. Оптимізація динамічних зв'язків між популяціями і угрупованнями з метою одержання максимально можливої продуктивності промислових видів риб, як і раніше, буде визначати характер та спрямованість практичних рибогосподарських заходів. Важливо також, щоб такий характер практичних дій відповідав і природоохоронним завданням.

Крім того, необхідно зважати, що господарська діяльність і природні системи, включно до біогеоценозів, не можуть розвиватися окремо. Неминуче їх переростання в єдині біоекономічні системи. Підтримка різними засобами екологічного балансу в біоекономічних системах буде однією з життєво важливих завдань майбутнього виробництва. Отже, необхідні розробки до майбутнього типу практики рибного господарства на внутрішніх водоймах в умовах функціонування біоекологічних систем.

Дослідження і розробки, зокрема методичного характеру, в сфері еколого-економічних обґрунтувань спеціальних рибогосподарських заходів є тією єдиною основою, на якій вже тепер можливе формування наукових рішень, правильно поєднуючи інтереси розвитку водогосподарського і гідротехнічного будівництва та охорони і раціонального використання рибних і інших ресурсів водойм. Такі розробки необхідні для створення наукових основ експлуатації рибних запасів внутрішніх водойм в умовах можливого збільшення антропогенних навантажень. Сучасне уявлення про прагнення біологічних угруповань до динамічної стабільності дає змогу виявити деякий нормальний склад, який був порушений під впливом природних штучних чинників, але має тенденцію до відновлення. Отже, необхідно в середині угруповань риб виділяти найвразливіші до змін навколишнього природного середовища види і розглядати їх як екологічні індикатори зовнішніх умов, визначати критичні значення чисельності видів у нормальному складі угруповань, які мають бути збереженими в нових умовах, що виникають у водоймах.

Таким чином, досягнення відносної стабільності екологічної системи, її динамічної стійкості можливе лише за ефективного управління природними процесами із врахуванням, насамперед, здатності біологічних систем до самовідновлення і саморегуляції. Однак

прагнення до підтримки стабільності природної системи не означає відмови від зміни природно складених у ній зв'язків, кількісної чи навіть якісної зміни структурно-функціональних елементів. Трансформація природи неминуча внаслідок розвитку суспільного виробництва. Необхідно лише прагнути до такого корисного для суспільства співвідношення всіх компонентів природних систем, щоб не були пригнічені здатності біологічних ресурсів до самовідновлення, а системи могли функціонувати необмежено довго в умовах їх господарської експлуатації.

Достовірність оцінки можливих трансформацій в угрупованнях риб і ступінь обґрунтованості прийняття рішень щодо складу і масштабів рибогосподарських заходів значною мірою залежать від того, наскільки повно і точно можуть бути враховані перспективні плани гідротехнічного будівництва на певній водоймі, в її басейні і навіть в цілому регіоні. Здатність водойм до прийняття компенсаційних заходів повинна визначатись із врахуванням динаміки антропогенного навантаження на угруповання риб та екосистеми і розраховуватись з передбаченням кінцевого результату їх можливих трансформацій. З огляду на це, повинна враховуватись також і тривалість ефективного функціонування кожного компенсаційного об'єкта (рибоводний завод, штучне нерестовище), оскільки через зниження рибогосподарської продуктивності і здатності водойми до функціонування компенсаційних об'єктів у деяких випадках може бути ефективним лише нетривалий час. Отже, необхідна розробка еколого-економічних критеріїв доцільності застосування рибогосподарських компенсаційних заходів, вдосконалення способів розрахунку їх економічної ефективності, розробка рекомендацій для зміни нормативних показників ефективності капіталовкладень у заходи тимчасового характеру.

#### ВИСНОВКИ

1. Рибництво та рибальство на внутрішніх водоймах України має свої особливості. Так, стави для рибництва в основному будуються на заболочених місцях, солончаках, у балках та інших угіддях, що непридатні для сільськогосподарського виробництва. Для рибництва використовується тепла вода після охолодження агрегатів енергетичних об'єктів, забезпечуючи ефективне застосування теплових відходів. Природні водойми та штучні водосховища при гідроелектростанціях використовуються як місця для відпочинку людей, як транспортні лінії, для виробництва електроенергії, для зрошення полів, водопою тощо. Поряд з тим вони є життєвим простором для риб і їх кормових організмів, місцем розмноження гідробіонтів та джерелом постачання риби-сирцю. Рибне господарство у такому разі є вторинним водокористувачем.

2. Рибне господарство внутрішніх водойм та прибережних акваторій морів може заохочувати населення для створення малих фермерських рибних господарств аква- та марикультури для вирощування риби і морепродуктів.

3. Серед інструментів впливу на процеси екологізації рибного господарства особливе місце належить штучному відтворенню рибних запасів. Рівень його ефективності характеризується, з одного боку, безпосередньо показниками роботи рибницьких підприємств (рибницьких заводів, нерестово-вирощувальних рибних господарств тощо), які здійснюють вирощування молодняка, що направляється на зариблення водойм, а з іншого – показниками промислової віддачі від зариблення та кінцевих результатів у вигляді кількості, якості, вартості, прибутковості випущеної продукції, отриманої від промислової віддачі.

#### БІБЛІОГРАФІЯ

1. *Алимов С.І.* Екологічні зміни водних екосистем при антропогенних навантаженнях: Наукове видання / С.І. Алимов. – Харків: Оберіг, 2010. – 360 с.
2. *Алимов С.І.* Рибне господарство України: стан і перспективи / С.І. Алимов – К.: Вища освіта, 2003. – 336 с.
3. *Алимов С.І.* Концептуальний склад систем по відродженню запасів риби природних водойм при антропогенному впливі / [С.І. Алимов, В.С. Іванов, В.О. Тарасенко, Л.П. Фільчагов ] // Рибне господарство України. Керч – 2004. – № 3 – 4. – С. 3 – 6.

4. *Алимов С. І.* Шлях впровадження заходів, спрямованих на підтримку груп гідробіонтів при поширених антропогенних втручаннях у природне середовище прісних водойм / С.І. Алимов, К.В. Ілюшин // *Рибне господарство України*. – Керч. – 2008. – № 4. – С. 8 – 15.
5. *Бакшеев Е.А.* Днепровские водохранилища и их народнохозяйственный эффект / Е.А. Бакшеев – К.: Довіра, 2008. – 159 с.
6. *Будниченко В.А.* Мировое рыболовство и аквакультура на современном этапе, перспективы их развития / В.А. Будниченко // *Рибне господарство України*. – 2009. – № 5. – С. 45 – 53.
7. *Одум Ю.* Основы экологии / Ю. Одум – М.: Мир, 1975. – 740 с.
8. *Сташишин М.С.* Екологізбалансований розвиток рибогосподарського комплексу України: [монографія] / М.С. Сташишин. – К.: РВПС України НАН України, 2010. – 323 с.
9. *Фильчагов Л.П.* Охрана рыбы при интенсификации водопотребления / Л.П. Фильчагов. - К.: Урожай, 1990. – 168 с.

## ЧЕРЕМСЬКЕ БОЛОТО ПІД МІЖНАРОДНИМ ЗАХИСТОМ

<sup>1</sup>*Пащук С.І.*, <sup>2</sup>*Химин М.В.*

<sup>1</sup>Черемський природний заповідник, Волинська обл., смт. Маневичі,

<sup>2</sup>Науково-екологічна фірма «Світ птахів», м. Луцьк  
cheremskyzap@mail.ru, michaelkhymyn@ukr.net

З метою комплексного збереження екосистеми та біорізноманіття Черемського болота, яке ідентичне з площею Черемського природного заповідника, було підготовлено для направлення до Бюро Рамсарської конвенції наукове обґрунтування, необхідного для надання йому статусу водно-болотного угіддя міжнародного значення і включення його до Переліку водно-болотних угідь міжнародного значення. Відповідно до розпорядження Кабінет Міністрів України від 24 жовтня 2012 р. № 818-р Київ «Черемське болото» площею 2975,7 га офіційно отримало статус водно-болотного угіддя міжнародного значення.

Відповідно до типології боліт на території ВБУ «Черемське болото». знаходиться рідкісний підтип болота – еумезотрофне болото (площа 1000 га), як для України, так і для Європи загалом, в межах Правобережного рівнинного біогеографічного району Дунайсько-Донської біогеографічної провінції Палеарктики, або згідно міжнародної класифікації – Середньоевропейської лісової біогеографічної провінції Палеарктичного біогеографічного царства, що займає центральну частину Європи. Це болото збереглося майже повністю у незміненому антропогенним чинником стані, і може слугувати своєрідною моделлю для комплексного дослідження таких ВБУ. Разом з тим, це ВБУ за комплексом рослинного і тваринного світу є типовим для лісової зони.

Крім того, це ВБУ знаходиться у межиріччі Стоходу, Прип'яті і Стиру, і відіграє важливу роль у підтриманні гідрологічного режиму великого регіону у північній та центральній частинках Західного Полісся, тобто є своєрідним регіональним стабілізатором гідрологічного режиму, в тому числі і підземних водних горизонтів, необхідному для функціонування водних, болотних, лісових і лучних екосистем, і відповідно збереження усього комплексу біорізноманіття, в тому числі і рідкісного, формуванні елементів регіонального клімату, якості питної води у навколишніх населених пунктах.

Основу раритетної флори складають рідкісні види, занесені до Червоної книги України (2009) [Червона..., 2009а], Європейського Червоного списку тварин, які знаходяться під загрозою зникнення у світовому масштабі (1991) [Червона, ..., 2006, 2009], Конвенції про охорону дикої флори і фауни та природних середовищ існування в Європі, або Бернської конвенції (1979) [Конвенція про охорону..., 1998] та Конвенції про міжнародну торгівлю

видами, які перебувають під загрозою зникнення (CITES), або Вашингтонської конвенції (1973) [Конвенція про міжнародну торгівлю..., 1973].

Серед пріоритетів раритетної флори виділяються види, занесені до міжнародних червоних списків та конвенцій.

На території ВБУ зростають 3 види рослин, занесені до Європейського Червоного списку: глід український *Crataegus ucrainica*, смілка литовська *Silene lithuanica*, козельці українські *Tragopogon ucrainicus*.

Також тут зростають 3 види рослин, занесені до Додатку I Бернської конвенції: зозуліні черевичні справжні *Cypripedium calceolus*, жировик Льозеля *Liparis loeselii*, дикран зелений *Dicranum viride*.

13 видів зозулинцевих рослин, занесені до Конвенції про міжнародну торгівлю видами дикої фауни і флори, що перебувають під загрозою зникнення (Вашингтонська конвенція, 1973) також тут зростають, частина з яких є рідкісними зникаючими у світовому масштабі: булатка червона *Cephalanthera rubra*, коральковець тричінадрізаний *Corallorhiza trifolia*, зозуліні черевички справжні, зозульки (пальчатокорінник) Фукса *Dactylorhiza fuchsia*, зозульки (пальчатокорінник) м'ясочервоні *Dactylorhiza incarnata*, зозульки (пальчатокорінник) травневий *Dactylorhiza majalis*, коручка чемерникоподібна *Epipactis helleborine*, м'якух болотний (хаммарбія болотна) *Hammarbya paludosa*, жировик Льозеля, зозуліні сльози яйцеподібні *Listera ovata*, гніздівка звичайна *Neottianidus-avis*, любка дволиста *Platanthera bifolia*, любка зеленоквіткова *Platanthera chlorantha*.

На території ВБУ зростає 46 видів рослин, занесених до Червоної книги України (2009): молодильник озерний *Isoetes lacustris*, зелениця сплюснута (дифазіаструм сплюснутий) *Diphasiastrum complanatum*, плавунець заплавної (лікоподієлла заплавна) *Lucopodiella inundata*, плаун річний *Lycopodium annotinum*, баранець звичайний *Huperzia selago*, осока Девелла *Carex davalliana*, осока дводомна *Carex dioica*, ситник бульбастий *Juncus bulbosus*, лілія лісова *Lillium martagon*, булатка червона, коральковець тричінадрізаний, зозуліні черевички справжні, зозульки (пальчатокорінник) Фукса, зозульки (пальчатокорінник) м'ясочервоні, зозульки (пальчатокорінник) травневий, коручка чемерникоподібна, м'якух болотний (хаммарбія болотна), жировик Льозеля, зозуліні сльози яйцеподібні, гніздівка звичайна, любка дволиста, любка зеленоквіткова, шейхцерія болотна *Scheuchzeria palustris*, щитолісник звичайний *Hydrocotyle vulgaris*, береза низька *Betula humilis*, береза темна *Betyla obscura*, смілка литовська, комонничок зігнутий *Succisella inflexa*, альдрованда пухирчаста *Aldrovanda vesiculosa*, росичка середня *Drosera intermedia*, росичка англійська *Drosera anglica*, журавлина дрібнопліда *Oxycoccus microcarpus*, пухирник середній *Utricularia intermedia*, пухирник малий *Utricularia minor*, сон розкритий *Pulsata patens (latifolia)*, верба лапландська *Salix lapponum*, верба чорнична *Salix myrtilloides*, верба Старке *Salix starkeana*, вовче лико пахуче *Daphne cneorum*, хара витончена *Chara delicatula*, хара мохувата *Chara muscosa*, мезія тригранна *Meesia triquetra*, псевдокалірегон трирядний *Pseudocalliergon trifarium*, скорпідій скорпіоноподібний *Scorpidium scorpioides*, мелодій Бландова *Helodium blandowii*, мутин собачий *Mutinus caninus*.

Загалом на території ВБУ зростає 49 видів рослин, що мають міжнародний та національний статус раритетності, а серед них 6 видів, глобально вразливі у світовому масштабі (Європейський Червоний список, Бернська конвенція, Додаток I). Крім того. Один з видів є ендеміком цього біогеографічного району, а саме – смілка литовська.

Крім того, на території ВБУ знаходяться 8 рослинних угруповань, занесених до Зеленої книги України.

Основу раритетної фауни хребетних тварин складають рідкісні види, занесені до Червоної книги України (2009) [Червона..., 2009б], Європейського Червоного списку тварин, які знаходяться під загрозою зникнення у світовому масштабі (1991) [Червона, ..., 2004, 2009б], Червоного списку Міжнародного союзу охорони природи (Red list IUCN, 2011), Конвенції про охорону дикої флори і фауни та природних середовищ існування в Європі, або Бернської конвенції (1979) [Конвенція про охорону..., 1998], Конвенції про збереження

мігруючих диких тварин, або Боннської конвенції (1979) [Конвенція про збереження мігруючих ..., 1999], Конвенції про міжнародну торгівлю видами, які перебувають під загрозою зникнення (CITES), або Вашингтонської конвенції (1973) [Конвенція про міжнародну торгівлю..., 1999], Угоду про збереження афро-євразійських водно-болотних птахів (1996), Угоду про збереження кажанів у Європі (1994). При цьому, пріоритетними видами є види, виділені за міжнародними критеріями.

Серед 193 видів хребетних тварин, які постійно, або тимчасово трапляються на території ВБУ, виділено 132 видів, які знаходяться під регламентованою національною або міжнародною охороною (крім Додатку III Бернської конвенції і категорії «Least Concern» – IUCN). За наявними матеріалами та національними і міжнародними критеріями оцінки раритетності виділено 43 види рідкісних хребетних тварин.

Види хребетних тварин (39), занесених до Червоної книги України, виявлені на території ВБУ: карась звичайний (золотий) *Carassius carassius*, мідянка *Coronella austriaca*, лелека чорний *Ciconia nigra*, гоголь *Bucphala clangula*, скопа *Pandion haliaetus*, шуліка чорний *Milvus migrans*, лунь лучний *Circus pygargus*, зміїд *Circaetus gallicus*, підорлик малий *Aquila pomarina*, тетерук *Lyrurus tetrix*, глушець *Tetrao urogallus*, орябок *Tetrastes bonasia*, журавель сірий *Grus grus*, баранець великий *Gallinago media*, кульон великий *Numenius arquata*, голуб-синяк *Columba oenas*, пугач *Bubo bubo*, сич волохатий *Aegolius funereus*, сова бородата *Strix nebulosa*, сиворакша *Coracias garrulus*, жовна зелена *Picus viridis*, дятел білоспинний *Dendrocopos leucotos*, дятел трипалий *Picoides tridactylus*, сорокопуд сірий *Lanius excubitor*, рясоніжка мала *Neomys anomalus*, нічниця війчаста *Myotis nattereri*, нічниця водяна *Myotis daubentoni*, вечірниця руда (дозірна) *Nyctalus noctula*, вечірниця мала *Nyctalus leisleri*, нетопир звичайний *Pipistrellus pipistrellus*, нетопир-карлик *Pipistrellus pygmaeus*, нетопир лісовий *Pipistrellus nathusii*, кажан пізній *Eptesicus serotinus*, мишівка лісова *Sicista betulina*, горностай *Mustela erminea*, норка європейська *Mustela lutreola*, тхір лісовий *Mustela putorius*, видра *Mustela erminea*, рись звичайна *Lynx lynx*.

Серед хребетних тварин, занесених до Європейського Червоного списку, на території ВБУ виявлені 6 видів: деркач *Crex crex*, нічниця війчаста, вовчок ліщиновий *Muscardinus avellanarius*, вовк, видра, рись звичайна.

Серед хребетних тварин, занесених до Червоного списку Міжнародного союзу охорони природи (МСОП), на території ВБУ виявлено 8 видів: сазан *Cyprinus carpio*, черепаха болотяна *Emys orbicularis*, ящірка живородна *Lacerta vivipara*, деркач, кульон великий, сиворакша, вечірниця мала, видра.

Найбільш цінними у цьому відношенні є види, які зникаючі та глобально вразливі види у світовому масштабі: деркач, баранець великий, вечірниця мала, норка європейська.

На цій території ВБУ трапляються рідкісні види безхребетних (25), занесені до Червоної книги України, зокрема, п'явка медична *Hirudo medicinalis*, красуна-діва *Calopteryx virgo*, дозорець-імператор *Anax imperator*, кордулегастер кільчастий *Cordulegaster boltoni*, левкоринія білолоба *Leucorrhinia albifrons*, бабка перев'язана *Sympetrum pedemontanum*, красотіл пахучий *Calosoma sycophanta*, стафілін волохатий *Emus hirtus*, жук-олень *Lucanus cervus*, вусач великий дубовий *Cerambyx cerdo*, вусач мускусний *Aromia moschata*, махаон *Papilio machaon*, жовтюх торфовищний *Colias palaeno*, сінниця Геро *Coenonympha hero*, люцина *Hamearis lucina*, мінливець великий *Apatura iris*, сонцевик фау-біле *Nymphalis vaualbum*, ендроміс березовий *Endromis versicolora*, мегариса рогохвоста *Megarhyssa superba*, ляра анафемська *Lara anathema*, джміль моховий *Bombus muscorum*, джміль яскравий *Bombus pomorum*, ксилокопа (бджола-тесляр) фіолетова *Xylocopa violacea*, ктир велетенський *Satanas gigas*.

Тут також трапляються рідкісні 3 види безхребетних тварин, занесених до Європейського Червоного списку, що знаходяться під загрозою зникнення у світовому масштабі: п'явка медична, вусач великий дубовий, сінниця Геро.

Серед безхребетних тут знайдений рідкісний вид, занесений до Вашингтонської конвенції (CITES): п'явка медична.



До додатку II Бернської конвенції занесені 3 види, що трапляються на території ВБУ: левкоринія білолоба, вусач великий дубовий, сінниця Геро.

Отож, враховуючи велику кількість рідкісних видів рослин (49) і тварин (68), в тому числі 1 вид-ендемик рослин, 6 видів рослин і 16 видів тварин, які мають винятково важливе значення для збереження та охорони тут глобально вразливого біорізноманіття, рідкісних та зникаючих видів рослин і тварин, сезонних скупчень окремих видів мігруючих птахів (журавель сірий), віднесення цієї території до ІВА-території (території важливої для збереження кількісного та видового різноманіття птахів), а також рідкісного, великого за площею еумезотрофного болота, як в межах України, так і Європи, території, яка повністю співпадає із площею Черемського природного заповідника (75% земельних угідь якого ідентифіковані як ВБУ), що відповідає міжнародним критеріям для визначення ВБУ міжнародного значення.

#### БІБЛІОГРАФІЯ

1. Конвенція про водно-болотні угіддя, що мають міжнародне значення, головним чином як середовище існування водоплавних птахів (Додаток 1) // Водно-болотні угіддя України: Інформаційні матеріали. – Київ, 1999. – С.1-6.
2. Конвенція про збереження мігруючих видів диких тварин (Бонн, 1979). – Київ: Мінекобезпеки, 1998. – 16 с.
3. Конвенція про міжнародну торгівлю видами дикої фауни і флори, що перебувають під загрозою зникнення (Вашингтон, 1973 р.). – Київ: Мінекобезпеки, 1999. – 83 с.
4. Конвенція про охорону дикої флори і фауни та природних середовищ існування в Європі (Берн, 1979 р.). – Київ: Мінекобезпеки, 1998. – 76 с.
5. Угода про збереження афро-євразійських мігруючих водно-болотних птахів. – Київ, 1999. – 36 с.
6. Літописи природи ЧПЗ: 2002-2013 – Т. 1-11. – Маневичі, 2003-2013.
7. Угода про збереження кажанів в Європі. – Київ: Мінекобезпеки, 1999. – 20 с.
8. Червона книга України. Рослинний світ / за ред. Я.П. Дідуха. – Київ: Глобалконсалтинг, 2009. – 912 с.
9. Червона книга України Тваринний світ / за ред. І.А. Акімова. – К.: Глобалконсалтинг, 2009. – 624 с.

### ЕКОМЕРЕЖА БУЗЬКОГО ПРИРОДНОГО КОРИДОРУ: ВИДІЛЕННЯ БУФЕРНИХ ЗОН ВЗДОВЖ РІЧКИ ЗАХІДНИЙ БУГ

<sup>1</sup>Полянська К.В., <sup>2</sup>Богомаз М.В.

<sup>1</sup>Кафедра земельного кадастру Національного університету біоресурсів та природокористування України, м. Київ, ktgreentree@gmail.com

<sup>2</sup>Центр заповідної справи Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління, м. Київ.

Бузький меридіональний екокоридор простягається з півночі на південь та з північного заходу на південний схід України охоплюючи річкові системи Західного Бугу (довжина в межах України 401 км) та Південного Бугу (806 км). Велика протяжність коридору зумовлює ландшафтне різноманіття території. Бузький екокоридор перетинає території таких областей: Волинської, Львівської, Тернопільської, Хмельницької, Вінницької, Кіровоградської, Одеської та Миколаївської. Долина Західного Бугу є транскордонним коридором між Білорусією, Польщею та Україною, басейн Південного Бугу лежить в межах України.

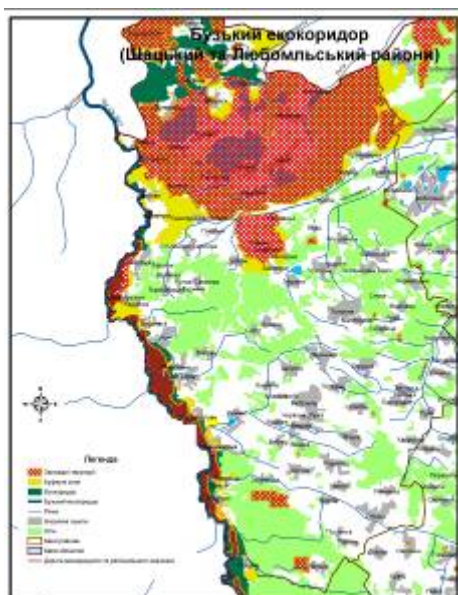


Рис. 1 Бузький екокоридор (Шацький та Любомльський райони Волинської області)

У зоні Полісся Бузький екокоридор перетинається з Поліським, у лісостеповій зоні – з Галицько-Слобожанським, у степовій зоні – з Південно-Українським, а на узбережжі Чорного моря – з Прибережно-морським екокоридорами національного рівня.

У Волинській області Бузький екокоридор по річці Західний Буг пролягає на території Шацького, Любомильського (рис.1), Володимир-Волинського та Іваничівського районів, поєднує дві ключові території – міжнародного значення Шацьку, яка у 2012 році увійшла до складу транскордонного біосферного резервату "Західне Полісся" та Павлівську. Екокоридор тягнеться у меридіональному напрямку, по кордону з Польщею та включає такі об'єкти ПЗФ місцевого значення (табл. 1).

Таблиця 1

Об'єкти ПЗФ місцевого значення на території Бузького природного коридору

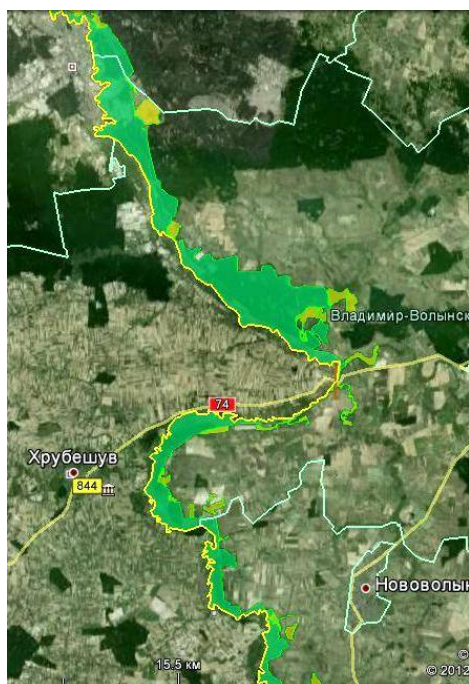
Об'єкт ПЗФ	Площа, га
Загальнозоологічний заказник Буг	3556,60
Ландшафтний заказник Бистряки	488,0
Загальнозоологічний заказник Ішівський	152,0
Загальнозоологічний заказник Устилузький	293,40
Ландшафтний заказник Березовий Гай	36,70

Основними об'єктами, які впливають на стан р. Західний Буг є великі міста Нововолинськ, Володимир-Волинський та Любомль, де розташовані потужні очисні споруди, які потребують реконструкції. Також проблемами, що впливають на стан поверхневих вод басейну р. Західний Буг є розорювання прибережних смуг та невинесення в природу водоохоронних зон та прибережних захисних смуг.

У Львівській області Бузький екокоридор пролягає на території Сокальського, Радехівського, Кам'яно-Бузького, Бузького, Золочівського районів, поєднує Передгірно-Волинську ключову територію локального рівня, Малополицьку регіонального рівня та Вороняківсько-Гологірську національного рівня. На території Львівської області ширина Бузького екокоридору коливається від близько 50 метрів до 8 км.

За космічними знімками було уточнено межі екокоридору та ключових територій, окреслено буферні зони. Суцільної буферної зони навколо коридору та ключових територій виділити не вдалося, оскільки її виділення передбачає наявність територій, які є перехідними

між природними і територіями господарського використання, однак більшість ключових територій безпосередньо межують з сільськогосподарськими угіддями. Природні коридори в деяких місцях звужуються до урізу води, наприклад, в межах поселень, що ускладнює виділення буферної зони.



*Рис. 2. Бузкий екокоридор в межах Володимир-Волинського району Волинської області. Зеленим кольором позначено сполучну територію, жовтим – буферну зону*

Пропонується виділяти суцільну буферну зону навколо екокоридору, мінімальна ширина якої в разі якщо сільськогосподарські угіддя підходять до урізу води й екокоридор різко звужується, відповідає параметрам прибережних захисних смуг для великої річки, прописаним у Водному кодексі України – 100 метрів, при крутизні схилів більше 3 градусів – 200 метрів, де встановлюється режим обмеженої господарської діяльності, забороняється розорювання земель (крім підготовки ґрунту під заліснення і залуження), садівництво і городництво; 2) застосування і зберігання мінеральних добрив і пестицидів; 3) організація літніх таборів для утримання худоби (ВРХ, свиней, овець, коней, курей тощо); 4) будівництво будь-яких споруд (особливо дач, кемпінгів, баз відпочинку, санаторіїв тощо), крім гідротехнічних і лінійних споруд; 5) миття й обслуговування транспортних засобів; 6) організація звалищ, гноєсховищ, розміщення кладовищ, скотомогильників, полів фільтрації, накопичувачів рідких і твердих промислових, побутових, органічних відходів. Якщо екокоридор включає прибережну захисну смугу, тобто його ширина більша за 100-200 метрів, пропонується виділяти навколо нього суцільну буферну зону з мінімальною шириною 100 метрів.

Навколо територій та об'єктів ПЗФ для забезпечення необхідного режиму охорони природних комплексів та об'єктів, запобігання негативному впливу господарської діяльності має бути встановлена охоронна зона, згідно із Законом України Про "Природно-заповідний фонд". Розміри охоронних зон визначаються відповідно до їх цільового призначення на основі спеціальних обстежень ландшафтів та господарської діяльності на прилеглих територіях. В охоронних зонах не допускається будівництво промислових та інших об'єктів, мисливство, розвиток господарської діяльності, яка може призвести до негативного впливу на території та об'єкти природно-заповідного фонду.

Землі річкових долин мають виключну цінність для охорони поверхневих та ґрунтових вод, збереження руслових, заплавних, терасових та схилових місцевостей. Подальше вивчення та проектування екомережі потребує детальних польових досліджень, надання інформації про землекористувачів та розробки механізмів

впровадження. Створення екомережі на даному етапі розвитку держави можливо втілити шляхом заповідання нових територій, процедура створення та режим функціонування яких законодавчо прописаний.

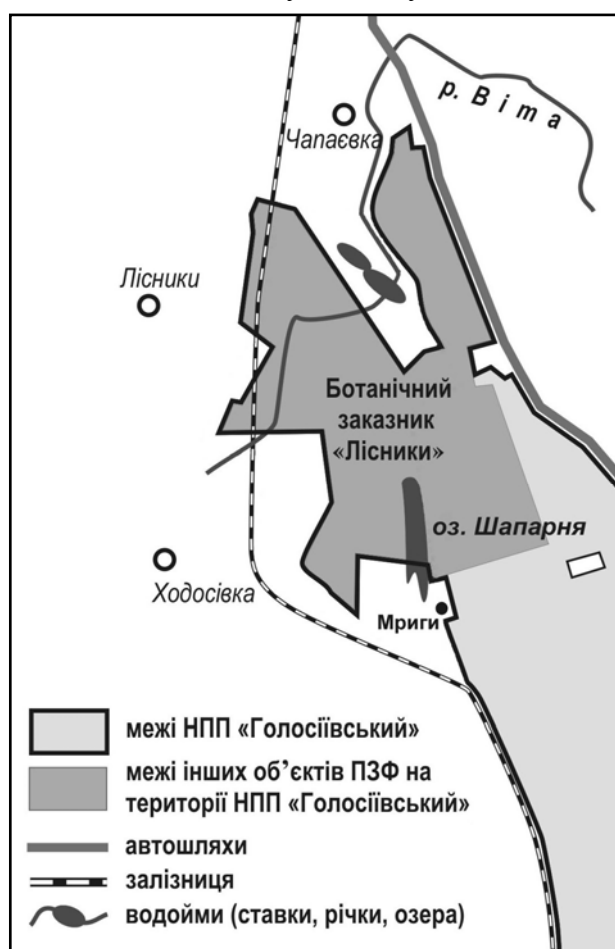
## ОЗЕРО ШАПАРНЯ – ВАЖЛИВА СКЛАДОВА ВОДНО-БОЛОТНИХ КОМПЛЕКСІВ НПП «ГОЛОСІЇВСЬКИЙ»

*Прядко О.І., Андрієвська О.Л., Берест З.Л., Аран Р.Я*  
Національний природний парк «Голосіївський», м. Київ  
[golospark@ukr.net](mailto:golospark@ukr.net)

Озеро Шапарня є своєрідною та надзвичайно цінною водоймою в системі водно-болотного комплексу в долині р. Віта, який займає північно-західну частину Лісниківської ділянки НП «Голосіївський». Річка Віта – права притока Дніпра, вона характеризується значним водозбором завдяки кільком невеликим річкам і ручаям, що витікають із Київського лесового плато неподалік меж парку (Сіверка, Безодня, Петель, Хотовка) і сприяють утворенню доволі широкої долини. На території НП ця долина має вигляд чималого лісо-болотного комплексу з розгалуженою системою численних невеличких озерець, ручаїв, лісових боліт та водотоків [4].

У південно-західній частині цього комплексу, біля хутора Мриги, і розташоване озеро Шапарня площею близько 40 га. Озеро виникло у 70-х роках ХХ століття внаслідок вибору торфу для потреб благоустрою та озеленення новобудов м. Києва. Ця озерна улоговина зі значним відкритим водним плесом в процесі свого існування сприяла створенню тут своєрідного біорізноманіття. В рослинному покриві цього утвору переважає водна та прибережно-водна рослинність, характерними є лучні ділянки та смуги чорновільшників, що оточують луки та розміщується вздовж меліоративних каналів.

Серед водних угруповань Шапарні ще в перші роки існування НП значні площі займали угруповання німфейних, утворені лататтям білим *Nymphaea alba* та л. сніжно-білим *N. candida*, а по краях озера були поширені угруповання сальвінії плаваючої *Salvinia natans* – виду, занесеного до Червоної книги України [5]; всі три ці угруповання, занесені до Зеленої книги України [3]. Серед водних рослин озера угруповання утворює також рідкісна комахоїдна рослина пухирник звичайний *Utricularia vulgaris*. Різноманіття водних ценозів доповнюють угруповання рдестів – *Potamogeton lucens*, *P. trichoides*, *P. pectinatus*, а також водопериці колосистої *Myriophyllum spicatum*, зрідка відмічені ценози різухи морської *Najas marina* та деякі інші. Нині в зв'язку із розростанням харових водоростей водна рослинність зменшує площі та місцями деградує. Харові водорості на мілководдях утворюють густі підводні «риф», на поверхні яких майже відсутня водна рослинність. За останні роки склад водоростей значно змінився і потребує детального вивчення. Слід зазначити, що середовища харових водоростей, згідно Бернської конвенції, охороняються в Європі.



Прибережно-водна рослинність на сучасному етапі розширює свої площі. Основні смуги утворені очеретом *Phragmites australis*, рогазом широколистим *Typha latifolia* і р. вузьколистим *T. angustifolia*, густі зарості яких на мілководнях почленовані невеличкими затоками та плесами. Невеликими плямами зустрічається лепешняк великий *Glyceria maxima* та куга озерна *Schoenoplectus lacustris*. Серед рідкісних угруповань поширеними тут є ценози *Phragmites australis* – *Thelyptheris palustris*. В прибережних смугах виявлено таке рідкісне угруповання як *Sagittaria sagittifolia* – *Salvinia natans* (Зелена книга України).

Луки, що розміщуються в улоговині озера Шапарня не займають значних площ, але відіграють важливу роль у наявності цінного для парку фіторізноманіття. Це переважно торф'янисті луки різного ступеня зволоженості та складу ценозів. На більш підвищених ділянках, при переважанні основного домінанта *Deschampsia caespitosa*, значну домішку створюють лучні злаки, такі як лисохвіст лучний *Alopecurus pratensis*, тонконіг лучний *Poa pratensis*, костриця лучна *Festuca pratensis*, к. східна *F. orientalis*, трясучка середня *Briza media*, а також лучне різнотрав'я. Особливу цінність цим лучним ділянкам надають виявлені тут популяції виду з Червоної книги України – косариків черепитчастих *Gladiolus imbricatus* (на території НПП «Голосіївський» виявлений лише на ділянках лук біля озера Шапарня), а також місцезростання цілої низки видів, рідкісних не тільки для парку, а й для м. Києва в цілому – тирлича хрещатого *Gentiana cruciata*, гвоздики стиснуточашечкової *Dianthus stenocalyx*, фіалки високої *Viola elatior*, первоцвіта весняного *Primula veris*, дев'ясила високого *Inula helenium*, валеріани високої *Valeriana exaltata*.

На деяких лучних ділянках травостій складають осоки *Carex acuta* і *C. nigra* з невеликою домішкою *Deschampsia caespitosa*, серед злаків тут зростає медова трава шерстиста *Holcus lanatus*, грястиця збірна *Dactylis glomerata*, а серед різнотрав'я – вероніка довголиста *Veronica longifolia*, щавель кислий *Rumex acetosa*, хвощ лучний *Equisetum pratense*. Особливу цінність таких ділянок становить виявлене тут нещодавно місцезростання реліктового виду вужачки звичайної *Ophyoglossum vulgatum*, що свідчить про реліктовий характер долини. Раніше [2] на лучних ділянках біля озера Шапарня вказувались такі види із Червоної книги України як зозулинець болотний *Orchis palustris* і пальчатокорінник Фукса *Dactylorhiza fuchsii*.

Чорновільшняки, що розміщуються в улоговині вздовж меліоративних каналів, заростають ожиною *Rubus caesius*, великі популяції утворює тут чемериця Лобелієва *Veratrum lobelianum*, живокіст лікарський *Symphytum officinalis* та деякі інші.

Фіторізноманіття озерної улоговини Шапарня є надзвичайно цінним та різноманітним. Тут виявлено 4 види із Червоної книги України та ціла низка регіонально-рідкісних видів, а також 4 угруповання із Зеленої книги України. У зв'язку із заболочуванням озера та розростанням харових водоростей фіторізноманіття знаходиться у динамічному стані і потребує постійних моніторингових досліджень та розробки рекомендацій по його збереженню.

Увесь водно-болотний комплекс в заплаві річки Віти, до якого входить і озеро Шапарня, має для території НПП «Голосіївський» надзвичайне значення, оскільки суттєво збільшує фауністичне різноманіття парку. Цінність такого водно-болотного угіддя підтверджує той факт, що переважна більшість гідрофільних видів тварин, виявлених на території НПП, мешкають або зустрічаються лише у цій його частині, а деякі з них були відмічені лише на озері Шапарня.

Хоча Шапарня і має штучне походження, проте воно утворилась на місці болотистого озера і, мабуть, тому швидко набуло природного вигляду та стану. Належність цієї ділянки НПП до водно-болотного комплексу обумовила присутність тут багатьох видів хребетних і безхребетних тварин, характерних для заплавних біотопів. Так, постійними мешканцями озера є бобер *Castor fiber*, ондатра *Ondatra zibeticus*, вуж звичайний *Natrix natrix*, жаби озерна *Rana ridibunda* та ставкова *Pelophylax lessonae* (*Rana lessonae*). Із гідрофільних птахів на Шапарні регулярно гніздяться крижень *Anas platyrhynchos*, лебідь-шипун *Cygnus olor*, бугай *Botaurus stellaris*, бугайчик *Ixobrychus minutus*, лунь болотяний *Circus aeruginosus*, лиска

*Fulica atra*, крячок чорний *Chlidonias niger*, очеретянка велика *Acrocephalus arundinaceus* і синиця вусата *Panurus biarmicus*. Із риб в озері поширений такий типовий вид стоячих водойм як карась сріблястий *Carassius gibelio*, звичайними є чебачок амурський *Pseudorasbora parva*, гірчак звичайний *Rhodeus sericeus* і головешка ротань *Perccottus glenii*. За літературними даними [1], в Шапарні рибалкам траплялись краснопірка звичайна *Scardinius erythrophthalmus*, карась звичайний *Carassius carassius* [6], лин *Tinca tinca*, верховодка *Alburnus alburnus* і в'юн *Misgurnus fossilis*, зустрічались тут курочка водяна *Gallinula chloropus* і рясоніжка (кутора) велика *Neomys fodiens*. Води озера населяє чимало безхребетних тварин, серед яких звичайні для стоячих водойм молюски ставковик великий *Lymnaea stagnalis* і катушка рогова *Planorbium corneum*, клопи-водоїрки, зокрема водоїрка ставкова *Gerris lacustris*, жук-плавунець *Dytiscus marginalis* та вертячка *Gyrinus marinus* і багато інших, а ще 5 років тому тут навіть зустрічався рак річковий *Astacus leptodactylus*. У водах озера розвиваються личинки кількох видів бабок – красуні блискучої (*Calopteryx splendens*), стрілки чудової (*Coenagrion pulchellum*), бабок жовтої (*Sympetrum flaveolum*), звичайної (*Sympetrum vulgatum*) та решітчастої (*Orthetrum cancellatum*), шафранки червоної (*Crocothemis erythraea*), білоноски болотяної (*Leucorrhinia pectoralis*) (Бернська конвенція) тощо, дорослі особини яких полюють на різних комах над водою та у навколишніх біотопах.

Прилеглі до озера відкриті сухі піщані підвищення, а також схили залізничного насипу є місцем відкладання яєць черепахи болотної *Emys orbicularis* (Червона книга МСОП, Європейський Червоний список) – звичайного виду по всьому водно-болотному комплексу цієї частини заплави р. Віти та її притоки р. Сіверки. Фауністичне різноманіття Шапарні суттєво доповнюють види тварин, які хоч і не мешкають тут постійно, проте відвідують озеро для годування або використовують його у період розмноження. Так, у пошуках їжі сюди залітають баклан великий *Phalacrocorax carbo*, чаплі сіра *Ardea cinerea* та руда *Ardea purpurea*, чирок-тріскунець *Anas querquedula*, попелюх (чернь червоноголова) *Aythya ferina*, чернь чубата *Aythya fuligula*, мартин звичайний *Larus ridibundus*, крячок річковий *Sterna hirundo*, плиска біла *Motacilla alba*, кобилочки солов'їна *Locustella luscinioides* та річкова *Locustella fluviatilis*. Над озером постійно полюють на комах ластівка сільська *Hirundo rustica*, серпокрилець чорний *Apus apus* і бджолоїдка звичайна *Merops apiaster*. Очеретяні зарості на мілководдях і по берегах у пошуках їжі та схованки відвідують норка американська *Mustela vison*, куниця лісова *Martes martes* і кабан *Sus scrofa*, іноді горностаї *Mustela erminea* (Червона книга України), а взимку сюди час від часу із заплави Дніпра заходять видра *Lutra lutra* (Червона книга МСОП, Європейський Червоний список, Червона книга України) та єнотоподібний собака *Nyctereutes procyonoides*. Крім того, навесні на мілководних ділянках озера відкладають ікру та виводять молодь квакша звичайна *Hyla arborea* і жаба гостроморда *Rana arvalis*, а також, можливо, ще кілька видів амфібії, які були виявлені у шлюбний період у невеличких стоячих водоймах, лісових болітцях і водотоках біля Шапарні – це тритон гребінчастий *Triturus cristatus*, кумка червоночерева *Bombina bombina*, часничниця звичайна *Pelobates fuscus*, ропуха сіра *Bufo bufo* і жаба трав'яна *Rana temporaria*. На вологих лучних ділянках (підтоплюються під час весняних повеней), розташованих по периметру озера, виявлений деркач *Crex crex* (Червона книга МСОП), у пошуках їжі сюди залітають сорокопуд-жулан *Lanius collurio*, іноді лелека білий *Ciconia ciconia*.

Багате квітуче різнотрав'я вологих лучних ділянок приваблює сюди численних комах, зокрема денних метеликів: тут знайдено синявців Аргирогнома *Plebeius argyrognomon*, Ідаса *Plebeius idas*, Альцифрона *Lycaena alciphron*, Аргіада *Everes argiades*, Артаксеркса *Polyommatus artaxerxes*, Ікара *Polyommatus icarus*, дукачика-грянця *Lycena phlaeas* та червонця непарного *Lycaena dispar* (Міжнародний Червоний список, Європейський Червоний список, Бернська конвенція). Неподалік озера було відмічено кілька особин перлюшка лісового *Hamearis lucina* (Червона книга України), гусениці якого розвиваються на цих луках на видах роду Щавель *Rumex*.

З моменту виникнення озера Шапарні й протягом багатьох років його існування тут підтримувалась слабка проточність, яку забезпечувала розташована поблизу спеціальна насосна станція, що здійснювала примусове перекидання води з меліоративного каналу в озеро. Проте, ще до створення НПП «Голосіївський», діяльність насосної станції була припинена, що порушило гідрологічний режим даної водойми.

Незабаром почалися зміни і в екологічному стані озера, зокрема у його флористичному та фауністичному різноманітті. Так, припинення проточності призвело до поступового підвищення рівня мінералізації води і заростання Шапарні очеретом і харовими водоростями. Внаслідок зменшення площ відкритих плес і вільного водного об'єму за останні 10 років збідніла іхтіофауна озера, значно зменшилась кількість водоплавних птахів, вже зараз тут не відмічається постійного гніздування синиці вусатої і мешкання видри, значно зменшилась кількість водних молюсків і комах, зник рак річковий.

На жаль, відновити проточність Шапарні зараз неможливо, оскільки вона підтримувалась лише за рахунок насосної станції, яка нині вже повністю знищена. Тому, за нашими прогнозами, заростання озера буде продовжуватися, що спричинить зникнення тут ще багатьох видів тварин – наприклад, бобрів, деяких інших видів водних гризунів, водяних землерийок, лебедів, крячків, а також змінить співвідношення та наявність багатьох видів рослин та рослинних угруповань.

#### БІБЛІОГРАФІЯ

1. Андрієнко Т., Серебряков В., Дідух Я. та ін. Ботанічний заказник державного значення «Лісники» // Ойкумена. Український екологічний вісник. – 1994, № 1-2. – С. 116-127.
2. Дідух Я.П., Чумак К.В. Геоботанічна характеристика заказника «Лісники» (м. Київ) // Укр. ботан. журн. – 1992. – 49, № 3. – С. 22-27.
3. Зелена книга України / під заг. ред. Я.П. Дідуха. – К.: Альтерпрес, 2009. – 448 с.
4. Прядко О.І., Арап Р.Я., Андрієвська О.Л., Волохова О.В., Крижановська О.Т. Водно-болотні комплекси НПП «Голосіївський» – середовища існування цінного біорізноманіття (м. Київ) // Заповідна справа в Україні. – 2013. – Т.19, вип.1. – С. 89-93.
5. Червона книга України. Рослинний світ / за ред. Я.П. Дідуха. – К.: Глобалконсалтинг, 2009. – 900 с.
6. Червона книга України. Тваринний світ. – Київ: Глобалконсалтинг, 2009. – 600 с.

#### ТЕХНО-ВЕТЛЕНДЫ: ОСОБЕННОСТИ СТРУКТУРЫ, ИСПОЛЬЗОВАНИЯ И ИЗУЧЕНИЯ

*Протасов А.А., Силаева А.А., Новоселова Т.Н., Игнатенко И.И.*

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев  
labtech-hb@ukr.net

Согласно определению Рамсарской Конвенции [4], к водно-болотным угодьям или ветлендам относится достаточно широкий круг местообитаний, в том числе – болота, поймы рек и озера, приморские участки и другие природные экосистемы, а также некоторые антропогенные объекты. Основная часть водно-болотных угодий может быть объединена в несколько типов: морские, устьевые, речные, болотные. Кроме того, согласно Конвенции в отдельную категорию выделены различные антропогенные водно-болотные экосистемы: отстойники сточных вод, водохранилища, фермерские пруды, орошаемые сельскохозяйственные земли, водосбросы, гравийные карьеры, отстойники сточных вод и дренажные каналы.

Среди многочисленных и разнообразных антропогенных ветлендов особое место занимают водно-болотные угодья техногенной природы. Они представляют собой как совершенно новые искусственные антропогенные экосистемы, так и сильно трансформированные естественные.

Если положительные стороны существования и функционирования экосистем природных водно-болотных угодий выражается во многих позициях, таких как накопление и сохранение водных запасов, сдерживание эрозии, удерживание питательных веществ, аккумуляция загрязняющих веществ, стабилизация локальных климатических условий и другие, то положительные стороны техно-ветлендов неочевидны и требуют специального исследования, также как уточнение отрицательных сторон их функционирования.

Хотя в Украине, в соответствии с требованиями Рамсарской Конвенции, уделяется большое внимание исследованию водно-болотных угодий, антропогенные ветленды изучаются еще крайне мало. Тем не менее, значение этих экосистем велико, поскольку часть их используется для очистки вод, другие являются источниками загрязнения окружающей среды, а некоторые также могут являться источниками возникновения биологических помех в работе тех или иных технических систем.

Для дальнейшего изучения и определения функций техно-ветлендов в природных и техногенных ландшафтах их необходимо определенным образом типизировать. В первом приближении могут быть предложены несколько следующих их типов: 1) техно-ветленды, которые образуются за счет техногенного подпора воды, 2) за счет накопления вод при транспортировании пульпы, 3) техногенного колебания уровня воды, 4) образующиеся при частичном осушении техногенных водоемов. Кроме того, в отдельный тип должны быть выделены – биоплато (5), то есть био-сооружения, используемые для очистки вод [1]. Безусловно, типизация эта может рассматриваться лишь как первоначальная. Тем не менее, наш опыт позволяет дать характеристику некоторым из типов этих своеобразных экосистем.

В качестве примеров исследованных нами экосистем приведем некоторые данные изучения техно-ветлендов, существование которых связано с конструктивными особенностями и функционированием систем охлаждения и водоснабжения тепловых и атомных электростанций.

Техно-ветлендом является устьевой участок малой реки Гнилой Рог, представляющий собой расширение русла, образовавшийся за счет подпора дамбы при сооружении водоема-охладителя Хмельницкой АЭС и ограниченный малой дамбой охладителя. Этот ветленд представляет собой водоем с небольшой проточностью, заиленным дном с остатками растительности, характеризуется значительным развитием воздушно-водных и погруженных высших водных растений [5]. Годовой сток реки, полностью аккумулируемый водоемом-охладителем, в отдельные годы может достигать 30 млн. м<sup>3</sup> (2006 г.).

В целом состав гидробионтов в этом ветленде отличался от такового водоема-охладителя. Например, в фитопланктоне ветленда отмечены эвгленовые и золотистые водоросли в отличие от южной, прилегающей к ветленду части водоема-охладителя. Численность и биомасса фитопланктона составляли 1,1 млн. кл/дм<sup>3</sup> и 0,99 мг/дм<sup>3</sup> и были ниже соответственно в 6 и 4 раза, чем в южной части водоема-охладителя. По биомассе в ветленде доминировала *Aulacoseira granulata* (Ehrenb.) Sim., которая, однако, не встречалась на вышележащих участках реки, но была зарегистрирована в видовом составе южного района водоема-охладителя.

Значительного развития здесь достигали подводные заросли наяды морской *Najas marina* L., вегетировавшей по всей толще воды при глубине 1,5 м, фитомасса при этом достигала 12–20 кг/м<sup>2</sup>.

Что касается зоопланктона, то в устьевой зоне р. Гнилой Рог отмечено высокое видовое богатство (28 видов), особенно коловраток (10 видов). Численность зоопланктона составляла 353,5 тыс. экз/м<sup>3</sup>, биомасса – 442 мг/м<sup>3</sup>. В то же время в самой р. Гнилой Рог было отмечено лишь 5 видов зоопланктона с крайне низкой численностью 160 экз/м<sup>3</sup> и биомассой 0,4 мг/м<sup>3</sup>.

Зообентос и зооперифитон ветленда также отличались своеобразием. На древесном субстрате здесь были обнаружены колонии губок трех видов (*Eunapius carteri* Bowerbank, *E. fragilis* Leidy и *Spongilla lacustris* L.) с высокой биомассой (более 1000 г/м<sup>2</sup>). Из обнаруженных здесь видов губок *S. lacustris* имеет наиболее широкий диапазон толерантности к различным экологическим условиям, *E. fragilis* более обычен для



реофильных условий и характеризуется относительно медленным ростом популяций. Следует обратить особое внимание на присутствие здесь губки *E. carteri*. Ранее отмеченная как вид-вселенец в водоеме-охладителе Хмельницкой АЭС и являющаяся термофильным видом, она была зарегистрирована в водоеме с естественной температурой. Для этого вида юг Украины является северной границей ареала и его нахождение значительно севернее можно было объяснить специфическим температурным режимом в водоеме-охладителе. Однако, как видим, условия в техно-ветленде стали благоприятными для более широкого распространения *E. carteri*.

Вызывает интерес находка в зообентосе устьевой зоны р. Гнилой Рог поселений моллюска дрейссены (*Dreissena polymorpha* Pall.) исключительно крупных размеров – до 40 мм, в то время как в водоеме-охладителе максимальный размер этого моллюска редко превышал 30 мм. Сильно заиленные участки дна здесь характеризовались относительно высокими показателями обилия донных беспозвоночных – более 20 тыс. экз/м<sup>2</sup> и 20 г/м<sup>2</sup> при доминировании ракушковых раков по численности и крупных тубифицид и *Chironomus plumosus* L. – по биомассе.

Примером ветлендов «накопительного» типа могут быть золоотвалы тепловых электростанций, использующих в качестве топлива каменный уголь. Зола с помощью воды по специальным трубопроводам сбрасывается в карьеры или обвалованные участки территории площадью в десятки и даже сотни га. Дно и берега этих техногенных водных объектов состоят практически из золы, тем не менее довольно интенсивно, как правило, зарастают воздушно-водной растительностью. Часть компонентов золы растворяется в воде, что является важным фактором формирования химического состава подземных и поверхностных вод прилегающих территорий. Специфическими являются гидрохимические условия этих техно-ветлендов – например, в воде золоотвалов Трипольской ТЭС значение рН достигало 10,12, а минерализация – 1070 мг/дм<sup>3</sup>, при этом содержание органических веществ очень низкое, что отличает их от природных водоемов. Так, вода золоотвалов Трипольской ТЭС сульфатно-кальциевая, а Каневского водохранилища – гидрокарбонатно-кальциевая с минерализацией 345 мг/дм<sup>3</sup> [3]. Содержание главных ионов воды р. Стугны, протекающей вблизи золоотвалов Трипольской ТЭС, характеризует ее как сульфатно-гидрокарбонатную, а общая минерализация достигает 730 мг/дм<sup>3</sup>, что в 2 раза выше, чем в Каневском водохранилище.

В воде этих своеобразных техно-ветлендов велико содержание различных микроэлементов, а именно молибдена. Он относится к металлам, которые в значительном количестве находятся как в угле, так и золе. Исследования показали, что если в Каневском водохранилище в весенне-летний период содержание растворенной формы молибдена составляло 1,5–15,1, то в воде золоотвалов – 334,0–924,0 мкг/дм<sup>3</sup>, что в 50 раз больше, чем в воде водохранилища. При этом в золоотвалах практически весь молибден (99,0 %) находится в растворенной форме, что повышает его миграционную способность. Вследствие этого содержание растворенной формы молибдена в воде р. Стугны вблизи золоотвалов Трипольской ТЭС также повышено (17,4–40,5 мкг/дм<sup>3</sup>).

Гидробиологический режим водоемов золоотвалов Трипольской ТЭС также отличался определенной спецификой, например, показатели обилия бактериопланктона здесь были минимальными по сравнению с участками Каневского водохранилища в районе ТЭС. Фитопланктон был крайне беден, отмечено лишь 4 вида из хлорококковых и эвгленовых. Численность и биомасса водорослей (0,54 млн. кл/дм<sup>3</sup> и 0,14 мг/дм<sup>3</sup>) была невысокой и наименьшей относительно участка Каневского водохранилища и залива близлежащей р. Стугна.

Несмотря на специфичность донного биотопа, зообентос был представлен достаточно обычными видами – всего 11 таксонов: гидры, ракушковые раки, брюхоногие моллюски, 2 таксона личинок ручейников и 7 – личинок хирономид. Количественное развитие зообентоса было невысоким (1857 экз/м<sup>2</sup>, 2,17 г/м<sup>2</sup>) при доминировании *Ch. plumosus*.

Весьма специфичными являются так называемые шламонакопители на ТЭС и АЭС. В них поступает вода с осадком после технологических процессов обессоливания воды, которая подготавливается химическими цехами электростанций. В шламонакопителе Хмельницкой АЭС зоопланктон был бедным и качественно и количественно. Отмечено всего 13 видов зоопланктона – кроме коловраток и ракообразных, и велигеры дрейссены. Численность была на уровне таковой в водоеме-охладителе – 151 тыс. экз/м<sup>3</sup>, однако за счет мелких коловраток, поэтому биомасса была низкой – всего 0,078 г/м<sup>3</sup>, численность велигеров была всего 80 экз/м<sup>3</sup>. На участке непосредственного сброса шлама дно представляет собой отложения желтого цвета, зообентос здесь состоял исключительно из личинок хирономид 8 видов, их количественное развитие было невысоким (400 экз/м<sup>2</sup>, 0,12 г/м<sup>2</sup>). В центре водоема дно представлено заиленным песком здесь численность и биомасса зообентоса составляли 1700 экз/м<sup>2</sup> и 4,98 г/м<sup>2</sup> при доминировании *Ch. plumosus*.

Еще одним уникальным техно-ветлендом может стать водоем-охладитель Чернобыльской АЭС при его спуске. В современных условиях, даже при отсутствии непосредственного влияния АЭС, этот водоем остается техно-экосистемой, поскольку его уровень и само существование в качестве водного объекта определяется технической необходимостью. Так как зеркало водоема-охладителя находится значительно выше уровня реки Припять, на которой водоем был создан, для поддержания его уровня необходимо постоянное закачивание дополнительной воды. Однако экономическая необходимость требует разработки мероприятий по выведению водоема-охладителя из эксплуатации и прекращения его подкачки. Это приведет к естественному снижению уровня воды и образованию уникального ветленда с несколькими озерами, окруженными увлажненными территориями на дне бывшего водоема-охладителя.

В настоящее время водоем-охладитель Чернобыльской АЭС представляет собой экосистему с высоким уровнем биоразнообразия и показателей обилия гидробионтов. Основу биомассы в бентосе и перифитоне на глубине до 6 м составляет дрейссена двух видов (*Dreissena polymorpha* и *D. bugensis* Andr.). Запас зообентоса (средние данные за 2012–2013 г.) до глубины 7 м составил 17 тыс. т, без раковин моллюсков – 5 тыс. т. Общий разовый запас зооперифитона на каменной отсыпке направительной дамбы составлял в мае 2013 г. 4 тыс. т сырой массы.

При снижении уровня воды в водоеме-охладителе до 3 м, в зону осушения попадет около 1,5 тыс. т органического вещества организмов зооперифитона и зообентоса, в основном за счет дрейссены (без учета массы раковин). При последующем снижении уровня воды намного большее количество органического вещества попадет в зону осушения – около 5 тыс. т.

Аналогом ветленда, который будет образован после спуска водоема-охладителя, могут быть пойменные озера старичного происхождения – оз. Глубокое и оз. Дальнее-2, находящиеся в зоне Чернобыльской АЭС [2]. Их характеризует высокая степень зарастания высшей водной растительностью, высокая степень трофности, донные биотопы представлены илами с растительными остатками.

Особенностью ветленда, который может сформироваться на месте осушенного водоема-охладителя Чернобыльской АЭС, является то, что в нем сконцентрировано большое количество радионуклидов, судьба которых зависит от процессов взаимодействия между водной и сухопутной частью этой сложной экосистемы.

Приведенные нами примеры показывают определенное своеобразие гидробиологического режима водной части техногенных ветлендов, однако необходимы исследования и неводной части экосистемы – водных и околоводных птиц и млекопитающих, рептилий, беспозвоночных, растительности и др. Разнообразие техно-ветлендов велико, некоторые из них имеют важное значение как для экономики, так и в природоохранном плане. Исходя из этого, необходима инвентаризация этих антропогенных экосистем, как в отдельных регионах страны, так и по отраслям производства, где они существуют и используются, их всестороннее исследование, оценка отрицательных и

положительных аспектов воздействия на окружающие природные и антропогенные экосистемы, здоровье человека. Не исключено, что некоторые из них могут быть включены в список водно-болотных угодий, которые находятся под контролем Рамсарской Конвенции, поскольку международные соглашения и сотрудничество направлены не только на охрану, но и на всестороннее изучение и рациональное использование человеком разнообразных водно-болотных угодий различной природы.

#### БИБЛИОГРАФИЯ

1. Природні і штучні біоплато. Фундаментальні та прикладні аспекти. – К., Наук. думка, 2012. – 111 с.
2. Протасов А.А., Силаева А.А. Сообщества беспозвоночных водоема-охладителя Чернобыльской АЭС. Сообщение 3. Сообщества зообентоса, их состав и структура. – Гидробиол. журн. – 2006. – Т. 42, № 1. – С. 3–24.
3. Ромась М.І. Гідрохімія водних об'єктів атомної та теплової енергетики. – К.: ВПЦ “Київський університет”, 2002. – 532 с.
4. Руководство по Рамсарской конвенции: Справочник по осуществлению Конвенции о водно-болотных угодьях (Рамсар, Иран, 1971 г.), 4-е издание. – Швейцария: Гланд, Секретариат Рамсарской конвенции, 2006 г. – 146 с.
5. Техно-экосистема АЭС. Гидробиология, абиотические факторы, экологические оценки / Под ред. А.А.Протасова. – Киев: Ин-т гидробиологии НАН Украины, 2011. – 234 с.

### МОНИТОРИНГОВЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ПРОЦЕССА ЭВТРОФИКАЦИИ РЕКИ ХОПЁР В СРЕДНЕМ ТЕЧЕНИИ

*Решетникова В.Н., Смирнова Е.Б.*

Балашовский институт Саратовского государственного университета, Россия, г. Балашов  
kafbimp@mail.ru

Река Хопёр является крупнейшим левым притоком Дона, протекает по территории Пензенской, Саратовской, Воронежской и Волгоградской областей. Общая длина составляет 979 км (из них 290 км в пределах Саратовской области), водосборная площадь равна 61100 км<sup>2</sup>. Геологически Хопёр принадлежит к древнейшим рекам юга европейской территории России, его возраст приблизительно 10 тысяч лет. За это время он несколько раз менял своё русло.

Верховья и большая часть среднего течения реки находятся в лесостепной природной зоне. В среднем течении Хопёр пересекает условную линию лесостепной и степной зон, и соответственно нижнее течение протекает в степных условиях с примыканием по левобережью песчаных полупустынь с посадками сосны.

Долина реки хорошо разработана, преимущественно пойменная, с крутыми склонами и широким дном. Пойма преимущественно двусторонняя. Поверхность поймы в основном ровная, покрыта смешанным лесом, нередко заболоченная, изрезана, особенно города Балашова, староречьями. Грунт поймы суглинистый, местами торфянистый.

В бассейне реки Хопёр в пределах Саратовской области около 20 рек длиной более 30 км каждая, около 600 водохранилищ и прудов. Русло реки слабо развито в ширину и глубину, очень извилистое, местами меняет направление на обратное. Берега русла имеют высоту 2 – 2,5 м, крутые, местами понижаются до 0,5 м, а на отдельных участках от г. Балашова до села Старый Хопёр достигают 3 – 4,5 м. Дно реки как правило на всём протяжении песчаное, в следствии чего вдоль береговой кромки русла в период половодья, против подмываемого берега намываются песчаные косы шириной от 15 до 100 м и длиной до нескольких сотен метров; местами глинистое, в плёсах заиленное. В годы с большими паводками на отдельных участках в среднем и нижнем течении река меняет русло, промывая себе более короткий путь в своей широкой и выработанной долине. Оставшиеся в стороне

старицы со временем теряют проточную связь с основным руслом и превращаются в озёра. Более старые по происхождению озёра мелководны и их форма более округла, дно топкое, с многометровой толщиной ила, берега таких озёр зачастую заболочены.

По данным ЮНЕСКО Хопёр пока ещё остаётся одной из самых чистых рек Европы, однако подвергается мощному антропогенному прессу, что в последние годы привело к заметной эвтрофикации. Проблема экологического мониторинга и охраны данной экосистемы приобретает в связи с этим всё большую актуальность.

Год от года Хопёр мелеет из-за хищнической рубки леса, заиления донных родников, эрозии почв; на отдельных участках река загромождена сваленными деревьями, а на глубине морёным дубом. Уменьшение скорости течения приводит к увеличению донных отложений и размножению водорослей. Сброс в водоём бытовых и сельскохозяйственных отходов, содержащих много органических веществ, способствует разрастанию болотной растительности. Наиболее благоприятная среда создаётся для распространения сине-зелёных водорослей, которые выделяют токсичные для речной флоры и фауны вещества, обедняя тем самым их видовой состав.

Мониторинг экологического состояния реки Хопёр проводили в 2006-2013 г.г. общепринятыми методами биоиндикации и химического анализа [1, 5]. Для оптимизации экомониторинга реки Хопёр были проведены исследования по инвентаризации биоразнообразия её береговой линии, определены продуктивность, степень зарастания и рекреационная значимость.

Вся береговая линия Хопра в районе мониторинга (от села Малиновка Аркадакского района до села Лесное Балашовского района Саратовской области) имеет большую степень зарастания с островами макрофитов на намывах грунта. Микросукцессионные ряды представлены следующими сменами: *Salix triandra* L.+ *S. pentandra* L. → *Bidens tripartita* L. + *Carex canescens* L. → *Sagittaria sagittifolia* L.+ *Alisma plantago-aquatica* L.+ *Butomus umbellatus* L. → *Typha latifolia* L. → *Nuphar lutea* (L.)Smith.+ *Lemna minor* L.

Сукцессионные процессы зарастания характеризуются следующей продуктивностью: степень зарастания 3 – 4 %; класс зарастания 1 – 2; чистая первичная продукция – 0,01 – 0,015 т/год; интенсивность зарастания 0,22 – 0,31 кг/м<sup>2</sup>. Основной вклад в создание чистой первичной продукции вносится видами с наибольшей сырой биомассой.

Береговая линия Хопра на протяжении указанных пунктов является рекреационным объектом. Использование местными жителями и туристами пляжей и баз отдыха резко повышают нагрузку на водоём, что проявляется в замусоривании берегов и усилении процесса эвтрофикации.

Изучение фитопланктона показало, что состав сообществ водорослей реки Хопёр сформирован из двух основных компонентов настоящего речного планктона, состоящего из популяций различных видов водорослей, размножающихся в условиях постоянной скорости течения и бентосных водорослей и обитателей обрастаний.

Нами отмечены два фактора динамики видового состава: температурный и антропогенного загрязнения. Так, в ранневесенние и поздние осенние месяцы низкая температура воды приводит к развитию более криофильных диатомовых водорослей: *Fragilaria*, *Asterionella*, *Tabellaria*, *Cyclotella*. По мере прогревания толщи воды повышается количество сине-зелёных водорослей (*Microcystis*, *Oscillatoria*, *Pediastrum*, *Stephanodiscus*), зелёных (*Chlamydomonas*, *Scenedesmus*) и появляются пиррофитовые (*Chroomonas*, *Cryptomonas*).

В июне заканчивается развитие диатомовых водорослей (пик – май) и формируются летние комплексы с большим разнообразием, но меньшей численности. Наибольшее развитие получают зелёные водоросли и сине-зелёные. Сине-зелёные водоросли в некоторых местах образуют на поверхности воды плёнки, состоящие из рыхлых многоклеточных колоний. В толще воды всегда на прогретых мелководьях встречаются эвгленовые водоросли, но в формировании альгоценозов они играют сопутствующую роль, так как не достигают количественного большинства.

В антропогенно загрязнённых местах (например, район железнодорожного моста в г. Балашов, где впадают городские открытые неочищенные коллекторы; ЗАО «Янтарное» и др.) толща воды насыщена следующими представителями: *Euglena*, *Enteromorpha*, *Oscillatoria*.

Таким образом, в изученной альгофлоре преобладают зелёные водоросли – 36 %, за ними следуют диатомовые – 23 % и эвгленовые – 16 %, представительство остальных не превышает 4 %, что в целом согласуется с данными других исследователей [4]. Половина обнаруженных водорослей (51 %) являются показателями сапробности воды.

Вода реки Хопер является основным источником питьевого и хозяйственно-бытового водоснабжения ряда населенных пунктов, в том числе и города Балашова.

Для оценки качества воды, поступающей в водопроводную сеть, определялись органолептические свойства и химический состав проб речной воды, отобранных в нескольких точках выше и ниже городского водозабора. Были использованы доступные методики гравиметрического, титриметрического и спектрофотометрического анализа. Значимого различия показателей для различных точек отбора и с данными более ранних исследований [2, 3] обнаружено не было, поэтому можно привести некоторые усреднённые результаты: общая щелочность составила 0.786 ммоль экв /л, содержание гидрокарбонатов – 47,58 мг/л, общая кислотность – 0,65 ммоль экв/ л; pH-5,5; Концентрации сероводорода, гидросульфитов, сульфатов, нитратов, фосфатов, железа, фенолов не превышают ПДК для вод хозяйственно-питьевого назначения..

Запах воды - болотный, при нагревании несколько усиливается. Осадок тонкий, коричневатый, глинисто-песчаный; взвешенных частиц - 28 мг/л. Прозрачность воды и содержание в ней хлоридов имеют сезонные колебания: в периоды весеннего паводка эти показатели несколько ухудшаются. Таким образом, органолептические свойства и химический состав проб речной воды показывают практически полное их соответствие санитарным нормам.

Выявленные в ходе исследований экологические проблемы реки Хопер свидетельствуют о необходимости проведения следующих природоохранных мероприятий:

- прекращение распашки пойменных земель, вызывающее заиливание реки;
- углубление русла с сохранением прибрежной древесно-кустарниковой растительности;
- максимальное ограничение поступления в реки хозяйственно-бытовых, промышленных сточных вод, стоков животноводческих комплексов и навозохранилищ;
- запрещение устройства площадок для автотранспорта вблизи береговой линии и мойки машин в водоеме;
- усиление контроля за санитарно- гигиеническим состоянием реки.

Экологические проблемы малых рек – одни из ключевых не только в экологии и природопользовании, но и в других отраслях, связанных с использованием водных ресурсов. Их восстановление и сохранение в экологически благоприятном состоянии должны стать приоритетными направлениями водохозяйственной политики.

#### БИБЛИОГРАФИЯ

1. Булохов А.Д. Фитоиндикация и ее практическое применение – Брянск: Издательство БГУ, 2004. – 245 с.
2. Решетникова В.Н., Волков С.В. Химический мониторинг воды в реке Хопёр//Экология Центрально-Чернозёмной области Российской Федерации. Научно-технический журнал. – 2006. – № 1. – С. 99 – 100.
3. Решетникова В.Н., Смирнова Е.Б., Занина М.А., Семёнова Н.Ю. Экологический мониторинг реки Хопёр// Проблемы биологии, экологии, географии, образования: история и современность. Материалы второй международной научно-практической конференции (3 – 5 июня 2008 г.)/ под общ. ред. В.Н. Скворцова. – СПб.: ЛГУ имени А.С. Пушкина, 2008. – С. 218 – 220.

4. Сулига Е. М. Фитопланктон реки Хопёр в черте города Балашова // Структура, состояние и охрана экосистем Прихопёрья. Межвузовский сборник научных статей. – Балашов: Николаев, 2002. – С. 60 – 63.
5. Экологический мониторинг/ под ред. Т.Я. Ашихминой. – М.: Академический проспект, 2006. – 416 с.

## **ПЕРСПЕКТИВИ ВИКОРИСТАННЯ РЕКРЕАЦІЙНОГО ПОТЕНЦІАЛУ БОЛІТ РЛП «МІЖРІЧИНСЬКИЙ» У ЕКОЛОГО-ПРОСВІТНИЦЬКІЙ РОБОТІ**

*Сагайдак А.В.*

Регіональний ландшафтний парк «Міжрічинський», с. Отрохи, Чернігівська обл.  
RLPmegrich@i.ua

В умовах Українського Полісся великі болотні масиви зазвичай, окрім власне боліт, включають у себе і ділянки інших біотопів – вологі луки, пустища, мінеральні острови із лісовою рослинністю, болотяні водойми, а відтак є найбагатшими, за рівнем біологічного різноманіття, екосистемами. Водночас специфічна естетичність болотяних ландшафтів, у поєднанні із їх обмеженою доступністю, традиційно викликають інтерес до боліт серед відвідувачів природно-заповідних установ. Торфові ж болота Міжрічинського парку, що на сьогодні у більшості не використовуються для господарських потреб місцевих мешканців, мають виняткове значення для розвитку рекреаційної діяльності та еколого-просвітницької роботи.

Збереження боліт, із притаманним для них біологічним різноманіттям, багато у чому залежить від сприйняття подібних територій громадськістю. Адже однією із найбільш надійних заборук збереження окремого природного об'єкту є наявність відповідної зацікавленості з боку певної частини суспільства. Відтак використання боліт у еколого-освітній та організованій рекреаційній практиках має на меті формувати у людей дбайливе ставлення до водно-болотяних угідь. Грамотне ж рекреаційне використання боліт є одним із найбільш раціональних способів їх експлуатації, оскільки вимагає від землекористувача збереження рослинного і тваринного світу, збереження природного вигляду і практично не передбачає вилучення природних ресурсів із екосистеми.

На сьогодні, оцінка рекреаційних якостей різних типів лісових, водних та лучних угідь є достатньо розробленою. У відповідних нормативно-довідкових матеріалах наведено стійкість певних рослинних комплексів до рекреаційної дигресії [3], існують норми щодо відвідування територій, облаштування там пунктів короточасного відпочинку тощо. Водночас, для боліт відповідні розробки в Україні, як нам відомо, не здійснювалися, а відтак відсутні і конкретні рекомендації щодо заходів управління територіями боліт, які б мали на меті підвищення їх рекреаційної функції.

На пострадянському просторі досвід рекреаційного використання боліт досить обмежений – спеціально обладнані «болотяні» екостежки представлені лише у країнах Балтії та у меншій мірі у Білорусі, тоді як у країнах Західної Європи – болота належать до популярних об'єктів екологічного туризму [2].

Вивчення потенційних можливостей рекреаційно-просвітницького використання боліт здійснювалося на базі регіонального ландшафтного парку «Міжрічинський», що розташований на Чернігівщині, в межах торфово-болотного району Придніпровського Полісся [1]. За розміром парк є одним із найбільших природно-заповідних об'єктів в Україні. Його загальна площа – понад 102,5 тис. га, із яких близько 10 тис. га займають болота, що перебувають у природному або напівприродному стані [5]. Територію парку досить інтенсивно відвідують туристи, рекреанти та різного роду натуралісти – як аматори так і професіонали.

В ході роботи було узагальнено п'ятирічний (за 2009-2013 роки) досвід РЛП «Міжрічинський» щодо проведення групових та індивідуальних екотуристичних екскурсій,

тематичних просвітницьких занять, волонтерських природничих шкіл, турів для спостереження за тваринами, фото-турів тощо. Під терміном «рекреаційне використання боліт», у даному випадку, ми розглядаємо будь-яке їх відвідування туристами, відпочивальниками чи волонтерами, в тому числі і з еколого-просвітницькою метою.

Рівень зацікавленості відвідувачів визначали шляхом спостереження під час екскурсій та методом вибіркового усного опитування. Таким чином, зокрема, було визначено перспективні напрямки рекреаційного використання боліт.

Окрім того, проаналізовано особливості певних болотяних біотопів та частково визначено основні проблеми, що заважають розвитку екотуризму на болотах. Окремо, за спрощеною методикою (окомірно) оцінювався негативний вплив на екосистеми у місцях частого відвідування туристами.

Відповідно до досвіду Міжрічинського парку, болотяні місцеоселення цікавлять відвідувачів перш за все, як малодоступні, а відтак, на їх думку, найбільш неосвоєні людиною природні куточки, куди більшість міських жителів самостійно потрапити не можуть. Перспективними напрямками екотуристичного використання боліт визначено наступні:

- Спостереження за птахами (що відповідає англomовному терміну «birdwatching»);
- Спостереження за наземними і водними тваринами (основні об'єкти – копитні ссавці, водні ссавці, земноводні та плазуни);
- «Ботанічний» туризм (основні об'єкти – комахоїдні рослини та рідкісні види, рослини у період цвітіння);
- Фототуризм;
- «Екопросвітницький» туризм (організоване пізнання природи боліт, проведення любительських спостережень загального характеру);
- Водний туризм (пересування на плавзасобах по водоймах серед боліт).

Менш бажаними напрямками рекреаційного використання боліт, через їх можливі негативні наслідки впливу на екосистеми, є:

- «Екстремальний» туризм – подолання природних перешкод, якими є окремі болота;
- Любительський збір грибів, ягід та лікарської сировини;
- Любительське спортивне рибальство.

Останні три способи використання потребують суворого регулювання і мають бути узгоджені із режимом охорони кожної території. Надзвичайної популярності зараз набирає проведення змагань із використанням автомобілів підвищеної прохідності і квадроциклів, проте даний вид рекреаційного використання не може бути рекомендований для введення у практику природно-заповідних установ через його антиекологічність.

Слід зауважити, що різні типи болотяних біотопів мають нерівнозначні рекреаційні властивості і є придатними лише для певних видів використання. Так для організації ефективних спостережень за птахами та крупними тваринами, крім високої чисельності відповідних видів в угіддях, необхідною умовою є наявність відкритих біотопів (осокових або пухівкових боліт, водойм тощо) у поєднанні із наявністю мінеральних підвищень, придатних для спорудження спостережних пунктів. Велике значення мають також: загальна естетичність ландшафту, його унікальність або типовість; кількість видів рослин і тварин, що можуть бути об'єктами спостереження; характер динаміки водного режиму тощо. Плануючи групове відвідування, слід враховувати доступність окремих ділянок боліт і безпечність пересування ними; сезонність певних явищ, що провають інтерес відвідувачів; комфортність знаходження на території; наявність кровосисних комах тощо.

Для потреб оцінки рекреаційного потенціалу різних типів боліт можливим є використання спрощеної класифікації, що раніше вже застосовувалася для оцінки продуктивності мисливських угідь на території Міжрічинського парку [4]. Відповідно до даної класифікації в межах парку умовно виділено 6 характерних типів боліт – мохові, осоково-трав'яні, високотравні, чорновільхові, березові і чагарникові. Кожен із запропонованих типів добре вирізняється з-поміж інших (навіть не спеціалістом), має

властиві тільки для нього мікрокліматичні та естетичні властивості та характерний набір видів тварин і рослин. За даними вивчення ступеня зацікавленості серед відвідувачів, потенційні рекреаційні властивості різних типів боліт можна умовно оцінити за трибальною шкалою – «низькі», «середні», «високі».

Мохові болота, до яких умовно віднесені усі мезотронні і олігомезотрофні пухівково-сфагнові болота парку – є найменш поширеними на території (2,5% від загальної площі боліт парку) і представлені лише 4 ділянками. Даний тип, завдяки обмеженому поширенню в Україні і характерному вигляду та набору видів, має високий рекреаційний потенціал.

Осоково-трав'яні болота (до них віднесені всі формації невисоких трав – осок, злаків, хвощів тощо) – займають значні площі (52%), як у складі великих масивів, так і на болотах-блюдцях. Відкриті купинясті болота – зручні місця для спостережень за птахами, достатньо освітлені, підходять для зйомки панорамних пейзажів. Загалом їх рекреаційні властивості оцінено як високі.

Високотравні болота (формації очерету, комишу, рогозів тощо) – займають досить значні площі (19%) і розташовані переважно у заплаві ріки Десни та у мілководній частині Київського водосховища. Незважаючи на багату орнітофауну прибережних очеретяних заростей, більшість відвідувачів оцінюють рекреаційний потенціал даного типу, як низький, через складність пересування та обмеженість огляду.

Чагарникові болота – обмежено поширений тип (8,5%), трапляється переважно невеликими ділянками. Загальна оцінка рекреаційних властивостей – низька, з тих же причин, що і у попередньому типі, хоча околиці масивів таких боліт є ключовими територіями для організації спостережень за крупними тваринами.

Чорновільхові болота – поширені вздовж річкових терас та у прибережних частинах великих долинних боліт (14,3%) – досить перспективні, з точки зору розвитку рекреації, угіддя. Специфічний вигляд обводнених старовікових вільшняків і їх багате біорізноманіття викликає інтерес туристів у всі сезони. Рекреаційний потенціал – високий.

Березові болота – займають незначні площі (4,7%) по закрайках великих масивів. Рекреаційні властивості загалом низькі, оскільки заболочені березняки є некомфортними для перебування людини, обмежують огляд і є досить бідними, відносно видового складу, місцеоселеннями.

Загалом найвище рекреаційно-пізнавальне значення мають ті із болотяних угідь, що являють собою мозаїку із різних біотопів, із включенням суходільних та водних елементів, при переважанні відкритих чи напіввідкритих угруповань, за умови відносно стабільного обводнення. Подібні території, через їх екотонне положення, як правило, характеризуються і найвищим видовим різноманіттям.

Проте, плануючи використання боліт природно-заповідної території для рекреації та екоосвіти, не слід забувати, про негативні наслідки, до яких призводить періодичне концентрування людей на певних ділянках.

Одним із найбільш помітних наслідків впливу екотуризму на болота є витоптування рослинності, що веде до рекреаційної дигресії фітоценозів. Для запобігання останній, рух відвідувачів важливо організувати лише у межах спеціально влаштованої мережі постійних стежок із покриттям. Для запобігання ефекту турбування тварин слід обмежувати доступ відвідувачів (повністю або частково) на певні території, не «перенавантажувати» маршрути відвідувачами. Решта ж негативних чинників впливу екотуризму (засмічення, пошкодження рослин поза межами маршрутів) нейтралізується шляхом контролю за дотриманням відповідних правил поведінки у парку. Відвідування туристами особливо цінних боліт бажано обмежити лише організованими екскурсіями.

Традиційно в Україні обмеження використання боліт у якості рекреаційних територій викликане, перш за все, їх важкодоступністю, а інколи небезпечністю пересування ними. Другою основною проблемою є те, що болота розташовані серед низинного рельєфу, а відтак часто проглядаються на досить незначну відстань, що заважає проведенню спостережень за тваринами та дає змогу споглядати переважно одноманітний пейзаж. Також слід зауважити,



що у весняно-літній період болота, особливо їх лісові і чагарникові типи, є пристанищем значної кількості кровосисних комах, що робить практично неможливим рекреаційне використання даних територій.

Значної шкоди болотам було завдано внаслідок проведення осушувальної меліорації, рубок болотяних лісів та масштабного торфовидобування – всі ці види господарської діяльності значно знижують рекреаційну цінність боліт, інколи на тривалий час або і назавжди.

Так само негативно впливає на болота і недотримання елементарних правил рекреаційного використання, внаслідок чого спостерігається витоптування рослинності, поява адвентивних і зникнення рідкісних видів, засмічення побутовими відходами, виникнення пожеж.

Проте всі ці проблеми можливо вирішити шляхом запровадження правильно спланованих заходів управління територіями, які б були спрямовані на раціональне використання боліт, за умови збереження природоохоронних пріоритетів. Основні напрямки такої діяльності повинні бути спрямовані на подолання вище наведених проблем.

Так проблема важкодоступності боліт, а разом і проблема їх витоптування, може бути вирішена шляхом спорудження спеціальних містків (кладок) вздовж усього туристичного маршруту. На таких кладках, поблизу цікавих об'єктів, необхідно влаштовувати розширення – майданчики для розміщення стандартної групи відвідувачів. Для огляду боліт бажано окремо мати спеціальні майданчики, що підняті над рівнем землі на 2-5 м. Початок та кінець маршрутів бажано обладнати, як місця короткочасного відпочинку.

Для спостережень за тваринами доцільно збудувати спеціальні споруди, що дають можливість непомітно наблизитись до тварин, не турбуючи їх (маскувальні стінки), або створюють умови для прихованого спостереження (курені, скрадки або вишки на зразок мисливських). Необхідним є створення місць для приваблення тварин (штучні водойми, підгодівельні пункти, солонці для копитних тощо).

Одноманітність пейзажів може бути частково компенсована за рахунок ландшафтних рубок, висадки дерев, розчистки водойм, встановленням інформаційних і декоративних об'єктів (дерев'яні скульптури, паркові містки тощо), а також за рахунок раціонально прокладеного маршруту.

Підвищити рекреаційну, еколого-просвітницьку і загалом природоохоронну цінність боліт можливо через спеціальні заходи із відновлення і збереження рідкісних оселищ, шляхом запровадження біотехнічних заходів для рідкісних видів тварин та шляхом штучного розмноження і висадки рідкісних рослин.

На територіях боліт та у прилеглих до них угіддях, що визначені, як перспективні рекреаційні об'єкти, необхідно обмежити до мінімуму або заборонити усі господарські заходи, що не пов'язані із підтриманням або відновленням цінних екосистем (санітарні і лісовідновні рубки, спортивне полювання, торфодобування, осушення), натомість стимулювати ті види традиційного господарювання, які сприяють збереженню біотопічного і видового різноманіття (ручне сінокосіння, регульований випас, бджільництво тощо).

Кожна ж конкретна територія – болотяний масив, чи навіть його окрема частина потребують розробки детального плану управління, що повинен розроблятися із урахуванням специфічних особливостей і функціонального зонування території та у відповідності до чинного природоохоронного законодавства України.

#### БІБЛІОГРАФІЯ

1. Бачуріна Г.Ф. Торфові болота Українського Полісся. – К.: Наукова думка, 1964.-208 с.
2. Методические рекомендации по вопросам создания и информационного обеспечения экологических образовательных центров и экологических троп на особо охраняемых природных территориях: учебно-метод. Пособие для внешкольной работы учащихся средних общеобразовательных школ. – Минск, 2010. – 92 с.

3. Нормативно-справочные материалы для таксации лесов Украины и Молдавии / [под ред. А. З.Швиденко и др.]. – К. : Урожай, 1987. – 560 с.
4. Сагайдак А.В. Деталізація типології болотяних угідь регіонального ландшафтного парку “Міжрічинський” для мисливської теріофауни // Науковий вісник Ужгородського університету. Серія: Біологія. – Ужгород: 2005. – Вип. 17. – С. 70-73.
5. Сагайдак А. Болота регіонального ландшафтного парку «Міжрічинський»: сучасний стан та проблеми охорони // Екологія боліт та торфовищ: Матеріали міжнародної науково-практичної конференції – К.: , 2012. – С. 241-245.

## **ХЛОРООРГАНІЧНІ ПЕСТИЦИДИ У РИБАХ ДЕЯКИХ РИБОГОСПОДАРСЬКИХ ВОДОЙМ ЗОНИ ПОЛІССЯ**

*<sup>1</sup>Ситник Ю.М., <sup>2</sup>Берсан Т.О.*

<sup>1</sup>Інститут гідробіології НАН України, м. Київ,

<sup>2</sup>Інститут рибного господарства НААН України, м. Київ

sytnik\_yu@ukr.net, sytnik\_yu@mail.ru; tatyana\_bersan@mail.ru

Пестициди – це хімічні речовини органічного синтезу, або іншої хімічної природи, що володіють різним рівнем токсичності, і широко застосовуються у сільському господарстві, та є одним із найнебезпечніших забруднювачів довкілля. Пестициди, нафтопродукти, поверхнево-активні речовини, важкі метали, фосфати, мінеральні добрива, окиси азоту, сірки, вуглецю, всі вони входять до небезпечних речовин антропогенного походження, що надходять у навколишнє середовище разом із промисловими відходами. Масштаби використання цих біологічно активних і часто високотоксичних для організмів речовин, щорічно або повільно зменшується, або й не зменшується у кількості взагалі. Більшість пестицидів не розчинні у воді. Надходять вони у водойми з поверхневими і ґрунтовими стоками із сільськогосподарських угідь.

Одним із основних течій хімізації сільського господарства у другій половині ХХ ст. відбулось широке впровадження хімічних засобів (найбільш широке застосування здобули хлорорганічні пестициди), для боротьби із шкідниками та хворобами різних сільськогосподарських продовольчих культур, смітною рослинністю, а також ектопаразитами тварин. Потрапивши у навколишнє середовище, пестициди починають свій власний, індивідуальний рух, який не в змозі контролювати людина. Все це призвело до привнесення їх у інтенсивний колообіг речовин в біосфері та проникнення і накопичення у водному середовищі, де вони прямо контактують із різними організмами: фіто- і зоопланктоном, бентосними організмами та іншими гідробіонтами і, так чи інакше, з ними взаємодіють [1]. Ці хімічні сполуки широко застосовувались при боротьбі із малярійним комаром у 40-50-тих рр. минулого століття. Завдяки цьому, реально маємо потенційні загрози маси депонованого ДДТ у гідроекосистемах боліт українського Полісся.

Хлорорганічні пестициди здатні накопичуватись у органах та тканинах живих організмів. Найбільш високий вміст такого накопичення властиво жировій тканині. Одним із механізмів негативної дії цих пестицидів є наростання їх концентрації у наступних ланках трофічного ланцюга. Накопичення пестицидів у окремих тканинах відбувається вибірково і нерівномірно. Але коли кількість їх досягає певного рівня, вони призводять до порушення функцій важливих органів, до захворювання і до зниження стійкості організму. Хлорорганічні пестициди відносяться до отрут політропної дії, що уражують переважно центральну нервову систему та паренхімні органи; викликають розлад функції ендокринної та серцево-судинної систем, нирок та інших органів. При їх циркуляції у довкіллі відбувається поступове накопичення їх по мірі переходу від більш простих до більш складних організмів [1; 2; 5].

При дослідженні сучасних рівнів вмісту хлорорганічних пестицидів у органах та тканинах риб-бентофагів були обрані фонові водойми. Зупинилися на Шацьких озерах і

Київському водосховищі. Відомо [4, 6], що Шацькі озера, зокрема оз. Люцимер, досить інтенсивно використовувались у рибогосподарському відношенні у 40-80 рр. ХХ ст. У 2010 р. на оз. Люцимер було відновлено спеціальне товарне рибне господарство. Практично всі річки Західного і Центрального Полісся впадають у Прип'ять, а вона у свою чергу у Київське водосховище. Нижче приводимо результати досліджень вмісту хлорорганічних пестицидів у компонентах гідроекосистем і органах та тканинах риб Шацьких озер та Київського водосховища (табл. 1-3).

Таблиця 1. Вміст хлорованих вуглеводнів у тканинах риби [4]

Водний об'єкт досліджень, вид риб	Риби, які досліджувались	Знайдено, мкг/кг			Примітка
		ДДТ	ДДД	ДДЕ	
став с. Кривичі, липень–серпень, (загинув короп, судак, амур)	Короп лускатий, 0,1–3,0 кг	500,0– 1 000,0 2 800,0	– – –	– – 300,0	уся риба, зябра
став с. Понебель, липень–серпень (загинув короп)	Короп-цьоголітка, 0,03–0,05 кг	2 400,0	–	5 000,0	уся риба
р. Луга (басейн р. Західний Буг), липень (сумісна дія забруднень)	Плотва, 0,05–0,1 кг	94,0 50,0 27,0	– – –	75,0 – –	уся риба, м'язи, внутрішні органи
став с. Верхів (басейн р. Устя, л.п.р. Горинь), березень–квітень (загинув короп)	Короп, короп-цьоголітка, 0,03–0,05 кг 0,5 кг	630,0 350,0 440,0	640,0 400,0– 1 230,0 –	730,0 1 620,0 –	внутрішні органи, м'язи, зябра
оз. Луки (Шацька група), лютий	Короп-цьоголітка, 0,03–0,03 кг	200,0	–	340,0	уся риба
<i>Жива риба</i>					
став с. Куступ, лютий	Окунь, 0,3 кг	200,0	350,0	сліди	внутрішні органи
риборозплідник, с. Олександрія	Амур білий, 1,0 кг	5 680,0 1 200,0	2 040,0 1 200,0	800,0 1 200,0	зябра, внутрішні органи

Таблиця 2. Вміст хлорованих вуглеводнів у компонентах гідроекосистем Шацьких озер (1975 р.) Сер. (max–min) [4]

Об'єкт досліджень пестициду	Уміст пестициду, мкг/дм <sup>3</sup> , мкг/кг	
	оз. Світязь	оз. Луки
Вода: ДДТ	сліди (чутливість 1 мкг/дм <sup>3</sup> )	сліди (чутливість 1,0 мкг/дм <sup>3</sup> )
ГХЦГ-α, β, γ	8,0 (11,0–5,0)	9,0 (15,0–7,0)
ГХЦГ-β	не	3,0 (5,0–1,0)
Вищі водяні рослини		
4,4'-ДДТ	110,0 (140,0–100,0)	50,0 (70,0–40,0)
ДДД+ДДЕ	500,0 (600,0–400,0)	1 210,0 (1400,0–150,0)
α-ГХЦГ	4 860 (580,0–4600)	410,0 (620,0–340,0)
β-ГХЦГ	не	840,0 (1000,0–670,0)
γ-ГХЦГ	не	
Мул, повітряно-суха вага		
4,4'-ДДТ	60,0 (100,0–40,0)	не виявлено

ДДД+ДДЕ	90,0 (150,0–70,0)	400,0 (510,0–200,0)
α- ГХЦГ	не	80,0 (100,0–60,0)
Риба		
4,4'-ДДТ	80,0 (90,0–70,0)	200,0 (300,0–110,0)
ДДД+ДДЕ	150,0 (200,0–110,0)	340,0 (700,0–220,0)
ГХЦГ сума ізомерів	не	80,0 (100,0–60,0)
Коефіцієнти накопичення		
ВВР	600,0	1260,0
Риба	240,0	540,0
Мул	150,0	400,0
Коефіцієнт накопичення		
ВВР	60,0	1500,0
Риба	–	80,0
Мул	–	80,0

Але крім того, що пестициди фіксувалися в органах і тканинах риб, вони також зрідка фіксувалися і у воді самого великого озера в Україні – Світязя [3]. У 1998 р. у воді оз. Світязь були зафіксовані хлорорганічні пестициди: ДДЕ-0,004 мкг/дм<sup>3</sup>, α-ГХЦГ – 0,001 мкг/дм<sup>3</sup>, γ-ГХЦГ – 0,002 мкг/дм<sup>3</sup>.

При проведенні річного гідрохімічного моніторингу у 2011-2012 рр. було виявлено, що при льодоставі на Шацьких озерах, їх водне живлення йде за рахунок притоку води із боліт. Тому не дивно, що можуть фіксуватись хлорорганічні пестициди, які були депоновані в болотах в попередні роки. Точно такі ж наслідки мало і літнє пересихання водотоків та меліоративних каналів, що об'єднують різні озерні гідроекосистеми Шацького національного парку.

Дослідження вмісту хлорорганічних пестицидів у рибах водойм і водотоків українського Полісся входило у програму експедиції по визначенню екологічного стану транскордонних ділянок річок басейну Дніпра на території України у 2000 – 2001 рр. [8]. Згідно з результатами проведених досліджень встановлено, що стійкі хлорорганічні пестициди (α-, β-, γ-ГХЦГ, ДДТ, ДДД, ДДЕ) є у всіх зразках різних видів риб (як мирних, так і хижаків – лин, карась золотий, карась сріблястий, лящ, плоскирка, краснопірка, щука, окунь, сом) та водних безхребетних у гідроекосистемах річок Прип'ять, Стохід, оз. Нобель, Горинь, Уборть, Десна, Сейм, Київському водосховищі. Хлорорганічні пестициди поза забороною їх застосування визначаються як залишкові концентрації, що накопичені у жировій тканині та інших органах риб. Рівень їх вмісту в окремих ділянках Полісся знижується, однак залишається високим через глобальний характер забруднень ХОП. Отже, тривалий час, особливо у 70-80-ті роки минулого століття, у наукових колах та серед громадськості України підтримувалася думка, що проблеми хлорорганічних забруднювачів докільля не існує і внесені пестициди практично розпалися. Однак, дослідження проведені у другій половині 90-х рр. ХХ ст. та на початку ХХІ ст. показали, що ці твердження помилкові. Згідно з дослідженнями, проведеними у басейні Дніпра (Васенко, Афанасьєв, 2002), у всіх зразках органів та тканин риб знайдені стійкі хлорорганічні пестициди та їх метаболіти. Рівні накопичення їх різні для різноманітних видів та різних типів гідроекосистем, проте вони скрізь фіксуються і зовсім не розпалися чи деградували, а постійно перерозподіляються по компонентах гідроекосистем, накопичуючись у гідробіонтах вищих трофічних ланок. СанПіН 42-123-4540-87, що діє на території України дотепер регламентує санітарні норми вмісту пестицидів у харчових продуктах. Цей документ змінився і тепер це ... «Риба жива: ДСТУ 2284:2010». – [чинний від 2012-01-01]. – К.: Держспоживстандарт України, 2012, (Національний стандарт України) [9]. Згідно з яким, сумарний вміст ізомерів гексахлорциклогексану не повинен перевищувати для прісноводної риби 0,03 мг/кг, а ДДТ та його метаболітів – 0,03 мг/кг.

Результати досліджень вмісту хлорорганічних пестицидів у рибах деяких водойм Полісся України викладені у табл. 3 [8].

Таблиця 3. Вміст хлорорганічних пестицидів (мкг/кг) у м'язах риб деяких річок та водойм Полісся [8]

Станція	Дата	Види	Вік	α-ГХЦГ	β-ГХЦГ	γ- ГХЦГ	ДДТ	ДДЕ	ДДД
р. Прип'ять, с. Сенчиці	2.10. 2000	Щука	4 <sup>+</sup>	< 0,4	< 2,0	< 0,4	< 4,0	1,7	< 2,0
		Лящ	4 <sup>+</sup>	< 0,4	< 2,0	< 0,4	< 4,0	8,2	< 2,0
	17.05. 2001	Красно пірка	2 <sup>+</sup>	< 0,4	< 2,0	< 0,4	< 4,0	2,4	< 2,0
		Карась сріблястий	3 <sup>+</sup>	< 0,4	< 2,0	< 0,4	< 4,0	2,2	< 2,0
Оз. Нобель	18.05. 2001	Щука	3 <sup>+</sup>	< 0,4	< 2,0	< 0,4	< 4,0	5,2	2,5
		Лящ	5 <sup>+</sup>	1,95	< 2,0	< 0,4	< 4,0	16,5	8,9
р. Прип'ять, гирло	27.05. 2001	Лящ	5 <sup>+</sup>	0,94	< 2,0	< 0,4	< 4,0	3,4	1,2
		Карась сріблястий	6 <sup>+</sup>	< 0,4	< 2,0	< 0,4	< 4,0	1,75	< 2,0
Київське водосховище (верхня частина)	8.10. 2000	Лящ	5 <sup>+</sup> -7 <sup>+</sup>	< 0,4	< 2,0	< 0,4	< 4,0	3,1	< 2,0
	25.05. 2001	Красно пірка	4 <sup>+</sup>	0,73	< 2,0	< 0,4	< 4,0	4,96	2,16
		Лящ	3 <sup>+</sup>	0,60	< 2,0	< 0,4	< 4,0	13,09	4,88

Київське водосховище є акумулятором вод річок Полісся, тому не дивно, що і забруднювальні речовини також присутні і накопичуються у водах цієї водойми.

З 1984 р. на території Шацького НПП, у зв'язку з його статусом Національного парку, не застосовуються хлорорганічні пестициди на сільгоспугіддях. Проте, як свідчить автор у роботі [7], є загроза складування непотрібних хлорорганічних пестицидів, зокрема ДДТ. У роботі [7] наведені матеріали, що підкреслюють реальну загрозу зберігання невживаних пестицидів навіть для Шацьких озер. Ця загроза реальна не лише для нашої держави, але й взагалі у світі. У 2001 році була прийнята постанова ООН, щодо зберігання невживаних та старих пестицидів, зокрема ДДТ.

У 2013 р. проведені дослідження щодо визначення фонових рівнів хлорорганічних пестицидів в рибах рибогосподарських водойм (табл. 4).

Таблиця 4. Вміст хлорорганічних пестицидів у органах та тканинах риб деяких водойм Полісся, 2013 р., мкг/кг сирової маси, *min - max*

Види	Хлорорганічні пестициди				
	α - ГХЦГ	γ - ГХЦГ	ДДТ	ДДД	ДДЕ
Київське водосховище, 13.07.2013 р.					
Карась сріблястий					
м'язи	<u>0,27 – 0,43</u> 0,36	<u>0,51 – 0,64</u> 0,52	<u>2,54 – 4,51</u> 3,81	<u>1,85 – 5,69</u> 4,95	<u>2,37 – 4,93</u> 3,66
печінка	<u>0,54 – 0,95</u> 0,71	<u>0,51 – 0,78</u> 0,65	<u>3,90 – 6,83</u> 4,17	<u>0,92 – 1,40</u> 1,26	<u>5,60 – 9,25</u> 6,11
Шацькі озера, оз. Люцимер 12.09.2013 р.					
Карась сріблястий					
м'язи	<u>0,07 – 0,14</u>	<u>0,04 – 0,24</u>	<u>0,12 – 1,56</u>	<u>0,34 – 2,31</u>	<u>2,45 – 3,36</u>

	0,11	0,11	0,84	0,82	2,92
печінка	<u>0,10 – 0,95</u>	<u>0,06 – 0,12</u>	<u>0,92 – 1,19</u>	<u>0,96 – 3,47</u>	<u>0,85 – 8,21</u>
	0,48	0,07	0,97	1,94	4,19

\* - Чутливість методу для ГХЦГ дорівнює 0,005 мкг/дм<sup>3</sup>, для ДДТ та його аналогів – 0,01 мкг/дм<sup>3</sup>.

Якщо порівняти результати з Київського водосховища та з Шацьких озер, видно, що у Київському водосховищі зафіксований дещо вищий вміст хлорорганічних пестицидів. Показники  $\alpha$ -ГХЦГ у м'язах риб-бентофагів у 2000 р. змінювались <0,4 – 0,6 мкг/кг, у 2013-му – 0,36 мкг/кг;  $\gamma$ -ГХЦГ – <0,4 мкг/кг та 0,52 мкг/кг відповідно; ДДТ – <4,0 мкг/кг та 3,81 мкг/кг відповідно; ДДЕ – 3,1 мкг/кг та 3,66 мкг/кг відповідно; ДДД – <2,0 мкг/кг та 3,66 мкг/кг відповідно. Можна стверджувати, що із плином часу проходить деградація ДДТ, що адекватно відображається на вмісті його продуктів розкладу (ДДД та ДДЕ). Підсумком такого порівняння є також фіксація постійної циркуляції пестицидів у водному середовищі та наявності у організмі риб.

Висновки. Хлорорганічні пестициди не розпадаються, не зникають, вони лише накопичуються, безперервно перерозподіляються та проходять довгий шлях по трофічних ланцюжках, де кінцевим пунктом є людина. Необхідно постійно контролювати реальні рівні вмісту хлорорганічних пестицидів у рибі та вивчати процеси трансформації цих забруднювальних речовин у довкіллі з метою зниження токсичного навантаження.

#### БІБЛІОГРАФІЯ

1. Брагинский Л.П. Пестициды и жизнь водоемов / Брагинский Л.П. – К.: Наукова думка, 1972. – 224 с.
2. Врочинский К.К., Маковский В.Н. Применение пестицидов и охрана окружающей среды / К.К. Врочинский, В.Н. Маковский. – К.: Вища школа, 1979. – 206 с.
3. Гідрохімічний довідник / [Осадчий В.І., Набиванець Б.Й., Осадча Н.М., Набиванець Ю.Б.]. – К.: Ніка-центр, 2008. – С. 490.
4. Гриб Й.В. Особливості міграції та накопичення хлорорганічних пестицидів (ХОП) у гідробіонтах озер Шацького національного природного парку й правобережних приток р. Прип'ять (80-ті роки і сьогодні) / Й.В. Гриб // Науковий вісник Волинського національного університету імені Лесі Українки. – 2009. – Розд. 2. – С. 150-157.
5. Дегодюк Е.Г., Сайко В.Ф., Корнійчук М.С. Вирощування екологічно чистої продукції рослинництва / Дегодюк Е.Г., Сайко В.Ф., Корнійчук М.С. – К.: Урожай, 1992. – 315 с.
6. Радиоактивное и химическое загрязнение Днепра и его водохранилищ после аварии на Чернобыльской АЭС / [Романенко В.Д., Кузьменко М.И., Евтушенко Н.Ю. и др.]. – К.: Наукова думка, 1992. – 196 с.
7. Цвид Н.В. До питання антропогенної трансформації геосистем Шацького національного природного парку / Цвид Н.В. // Науковий вісник Волинського національного університету імені Лесі Українки. – 2007. – С. 52-57.
8. Экологическое состояние трансграничных участков рек бассейна Днепра на территории Украины / Под ред. А.Г.Васенко и С.А.Афанасьева. – К.: Академперіодика, 2002. – 355 с.
9. ДСТУ 2284:2010 Риба жива:.. – [чинний від 2012-01-01]. – К.: Держспоживстандарт України, 2012. – 12 с.

#### ДОСЛІДЖЕННЯ РІВНІВ ОРГАНІЧНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ТА БІОТЕСТУВАННЯ ВОДИ ОЗЕР ШАЦЬКОЇ ГРУПИ

*Ситник Ю.М., Горбатюк Л.О., Платонов М.О., Кукля І.Г., Бурмістренко С.П.*

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ,  
sytnik\_yu@ukr.net, sytnik\_yu@mail.ru

Хімічні показники є обов'язковими елементами оцінки стану водних об'єктів, оскільки їх забруднення неорганічними та органічними сполуками супроводжується евтрофікацією, ацидифікацією, підвищенням мінералізації та сапробності. Не є виключенням при цьому і

Шацькі озера, що виступають компонентами навколишнього середовища людини та джерелом біологічних ресурсів.

У воді континентальних водойм практично завжди присутні речовини фенольної природи [8, 9, 15] та поверхнево-активні речовини (ПАР). Досить часто поява цих забруднювальних речовин у воді є ознакою господарської діяльності людини та її негативного впливу на довкілля. Разом з тим практично у кожній водоймі існують автохтонні джерела цих сполук. Вони надходять у воду як в процесі життєдіяльності водяних рослин, так і при їх відмиранні, особливо у високопродуктивних водоймах.

За хімічною структурою фенольні сполуки умовно поділяють на три основні групи, виходячи із їх вуглецевого скелету:  $C_6-C_1-$ ;  $C_6-C_3-$ ;  $C_6-C_3-C_6-$  [12]. До першої групи належать переважно оксибензойні кислоти, а саме: *p*-оксибензойна, протокатехова, ванілінова, галова та інші. Вони досить широко представлені в рослинах і, зазвичай, присутні в них у зв'язаній формі та надходять у воду при гідролізі. Другу групу фенольних сполук поділяють, в свою чергу, на дві підгрупи: оксикоричні кислоти та кумарини. Оксикоричні кислоти (*p*-оксикорична або *p*-кумарова, кофейна, ферулова та синапова) містяться в рослинах як у вільному, так і зв'язаному стані. Значно частіше, ніж власне сам кумарин, в рослинах зустрічаються його гідроксильні похідні – ескулетин і скополетин. Третя група фенольних сполук ( $C_6-C_3-C_6-$ ) найбільш різноманітна. Їх називають ще флавоноїдами, які поряд з оксикоричними та оксибензойними кислотами містяться майже в усіх рослинах.

Поверхнево-активні речовини (ПАР) – це хімічні сполуки, які мають здатність концентруватися на поверхні розділу фаз та знижувати поверхневий натяг. ПАР, що перебувають у природних водах, можна умовно розділити на дві групи. Перша група – ПАР природного походження, що утворюються як у процесі життєдіяльності гідробіонтів, так і постлетально. За хімічною природою – це спирти, кислоти, ефіри жирних кислот, фосфати, гліцериди, фосфоліпіди, білки, поліпептиди й ін. Друга група – ПАР антропогенного походження, що входять до складу різних пральних мийних засобів. Одним із найбільших забруднювачів природних водойм є синтетичні поверхнево-активні речовини (СПАР). В Україні та за кордоном розгорнуто виробництво синтетичних мийних засобів, які, потрапляючи у водойми, викликають токсикоз гідробіонтів різних трофічних рівнів. Поява аніонних СПАР у воді – це результат антропогенного впливу на довкілля.

Досить часто фіксація речовин фенольної природи у воді [5 – 7, 14] є ознакою господарської діяльності людини та її негативного впливу на навколишнє природне середовище. Разом з тим практично у кожній водоймі існують автохтонні джерела цих сполук. Вони надходять у воду як в процесі життєдіяльності водяних рослин, так і при їх відмиранні, особливо у високопродуктивних водоймах.

Вибір регіону дослідження обумовлений унікальністю Шацьких озер, фізико-географічними умовами, що визначають їх своєрідність. Наявність різних джерел забруднення, а, особливо, наростаючий потік відпочиваючих, вимагають підвищеного екологічного та санітарного контролю довкілля.

До 1989 р., початку комплексних наукових досліджень за участі співробітників Інституту гідробіології НАН України, матеріалів щодо вмісту фенольних сполук у воді Шацького поозер'я у науковій літературі не знайшли. Згідно результатів Ю.Д. Коновалова [8, 9], К.П.Калініченка [6] та В.М. Тимченка з співавторами [14] вода в оз. Соминець в літній період 1992 р. характеризувалася високим рівнем летких фенолів ( $7,5 \text{ мкг/дм}^3$ ). Ця величина в 7,5 рази перевершує санітарно-гігієнічні і рибогосподарські гранично допустимі концентрації ( $1,0 \text{ мкг/дм}^3$ ). У воді озер Кримно та Перемут концентрація фенольних сполук складала  $2,3 \text{ мкг/дм}^3$ . Значний перепад концентрацій фенолів зафіксовано у оз. Світязь. Мінімальна їх кількість зареєстрована у верхньому шарі пелагіалі на станціях № 1 (південно-західна ділянка) і № 3 (північно-західна ділянка). У південно-східній ділянці літоралі озера поверхневі води концентрують дещо більше фенолів (станції № 4 та № 6), ніж попередні. Багата на феноли і вода літоралі, зарослої очеретом (станція № 5), яка перевищує

ГДК у 12,8 раз із збільшенням глибини насичення фенолами води підвищується. У поверхневому шарі води оз. Чорне Велике вміст фенольних сполук змінюється від 0,8 до 3,3 мкг/дм<sup>3</sup>. Відмітимо, що поверхневі водні маси озер Пісочне, Чорне Велике, Світязь задовольняють вимоги (щодо концентрації фенолів) для якості вод при риборозведенні і санітарно-побутовому використуванні. Перевищення ГДК за даною забруднювальною речовиною відмічено умісцях заростання акваторії вищою водною рослинністю.

Проби води для визначення вмісту загальних фенолів, аніонних СПАР та біотестування відбирали із поверхневого шару води озер Шацького національного природного парку (НПП) у середині вересня, в кінці жовтня 2008 р. та у вересні 2013 р. і протягом 12 годин доставлялися в Інститут гідробіології НАН України (м. Київ). Концентрацію загальних фенолів у воді визначали за допомогою реактива Фоліна-Чекольте [5]. Визначення аніонних поверхнево-активних речовин у воді проводили згідно з “Методикою екстракційно-фотометричного визначення аніонних поверхнево-активних речовин (АПАР) із метиленовим блакитним у природних та стічних водах [7]. Визначення синтетичних АПАР базується на взаємодії з катіонним барвником метиленовим блакитним з утворенням забарвленої комплексної сполуки, яку екстрагують із води хлороформом. Оптичну густину екстракту визначають фотоколориметричним методом. Вона прямо пропорційна концентрації АПАР у воді. Біотестування проб води проводили згідно стандартних методик гострих дослідів на дафніях і церіодафніях (*Daphnia magna* Straus і *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg).

Ініціатива проведення дослідження належить авторам. Усі проби відбиралися, доставлялися в інститут та визначалися за власні кошти авторів.

У табл. 1 викладено результати досліджень концентрації загальних фенолів у поверхневому шарі води Шацького поозер'я у вересні 2008 р., 2012 р. і 2013 р.

Таблиця 1. Концентрація загальних фенолів у поверхневому шарі води озер Шацького НПП, 2008 – 2013 рр., мкг/дм<sup>3</sup>.

	18.09.2008 [ 16 ]	6.09. – 8.09.2012 [ 4 ]	17.09.2013
Світязь (метеостанція)	112,00	Сліди	35,26
Чорне Велике	107,00	72,70	51,80
Люцимер	114,60	35,26	31,73
Перемут	121,60	64,36	51,80
Пісочне	79,70	Сліди	Сліди
Джерело			56,20

Як бачимо, згідно отриманих результатів можна побудувати наступний ряд щодо концентрації загальних фенолів у поверхневому шарі води: 2008 р.: оз. Перемут > оз. Люцимер > оз. Світязь > оз. Чорне Велике > оз. Пісочне. Аналізуючи отримані дані, необхідно звернути увагу на повну відсутність будь-якої водної рослинності у прибережній зоні оз. Пісочне. В той же час, на інших озерах Шацького НПП реєструвалися залишки макрофітів. Отже, різницю щодо вмісту загальних фенолів у досліджених озерах можна пов'язати із різною кількістю вищих водних рослин та неоднаковою інтенсивністю їх розкладу. 2013 р.: оз. Перемут = оз. Чорне Велике > оз. Світязь > оз. Люцимер > оз. Пісочне. Необхідно підкреслити тенденцію зниження концентрації загальних фенолів у поверхневому шарі води озер Шацького НПП протягом періоду досліджень 2008 – 2013 рр.

Результати дослідження концентрація аніонних поверхнево активних речовин (АПАР) у поверхневому шарі води озер Шацького НПП викладені у табл. 2.



Таблиця 2. Концентрація аніонних поверхнево активних речовин у поверхневому шарі води озера Шацького НПП, 2008 – 2013 рр., мг/дм<sup>3</sup>.

Озера ШНПП	Дата відбору		
	18.09.2008 [ 3 ]	6.09. – 8.09.2012 [ 4 ]	17.09.2013
Світязь (метеостанція)	0,055 ± 0,0083	0,0425±0,0068	0,0225±0,0022
Чорне Велике	0,093 ± 0,0138	0,0188±0,0029	0,035±0,0053
Люцимер	0,100 ± 0,0150	0,0051±0,0009	0,051±0,0077
Перемут	0,080 ± 0,0120	0,0275±0,0042	0,039±0,0059
Пісочне	0,110 ± 0,0164	0,045±0,0068	0,023±0,0035
Джерело			0,046±0,0070
ГДК у воді			0,10

Як свідчать результати досліджень поверхневих вод озер Шацького НПП, проведених у вересні 2008 р. (табл. 2), найгірша ситуація щодо забруднення води АПАР на той час спостерігалася у воді оз. Пісочне, де концентрація АПАР перевищувала ГДК і становила  $0,11 \pm 0,0164$  мг/дм<sup>3</sup>. На рівні ГДК ( $0,10 \pm 0,0150$  мг/дм<sup>3</sup>) зафіксовано також концентрацію АПАР у оз. Люцимер. Ці озера на той момент були найбільш забрудненими АПАР, що пов'язано з посиленням антропогенним навантаженням. Для оз. Пісочне така залежність є вже досить сталою, бо фіксується, починаючи із 1993 р. [6; 17]. Слід відзначити, що вміст АПАР у поверхневих водах озер Перемут і Чорне Велике хоч і не перевищував показника ГДК, проте був теж дуже близький до нього. Із п'яти досліджених озер лише оз. Світязь можна відзначити як відносно чисте, оскільки концентрація АПАР у ньому була майже вдвічі меншою за ГДК. Аналізуючи тенденції змін концентрації аніонних СПАР у поверхневому шарі води окремих озерних гідроекосистем Шацького НПП протягом періоду досліджень 2008 – 2013 рр. можна відмітити постійне зменшення для озер Світязь та Пісочне., зменшення і потім зростання для озер Чорне Велике та Перемут і зменшення і певну стабілізацію для оз. Люцимер.

Токсичність зразків води була визначена за допомогою біотестування з використанням гіллястовусих ракоподібних *Daphnia magna* Straus і *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg. Були проведені гострі досліди (96 год). Як показали досліди (рис.1), зразки води із озер Велике Чорне і Люцимер виявились гостро токсичними для гіллястовусих рачків. У воді з оз. Перемут за 96 годин спостерігалась 40%-ва загибель дафній і 25%-ва – церіодафній, у воді оз Світязь – 50%-ва смертність дафній і 10%-ва – церіодафній. Також загибель дафній спостерігалась і у воді оз. Пісочне, в той час, як церіодафнії виявились більш стійкими до даних зразків води. На наш погляд, загибель дафній можлива внаслідок дефіциту їжі протягом 96 год у досліджуваних зразках, оскільки ці досить крупні (порівняно з церіодафніями) рачки більш активно фільтрують воду і можуть загинути від голодування у воді з недостатніми харчовими ресурсами. В той же час дафнії, як більш ефективні фільтратори, вірогідно, здатні накопичувати більше токсикантів, якщо вони присутні у воді. Хоча церіодафнія є тест-об'єктом, значно чутливішим до багатьох хімічних забруднень, ніж дафнія.

У воді з джерела загибель жодного виду рачків протягом 96 год не була відмічена. Необхідно підкреслити, що у воді джерела, не дивлячись на наявність токсичних речовин, токсичність не була зафіксована.

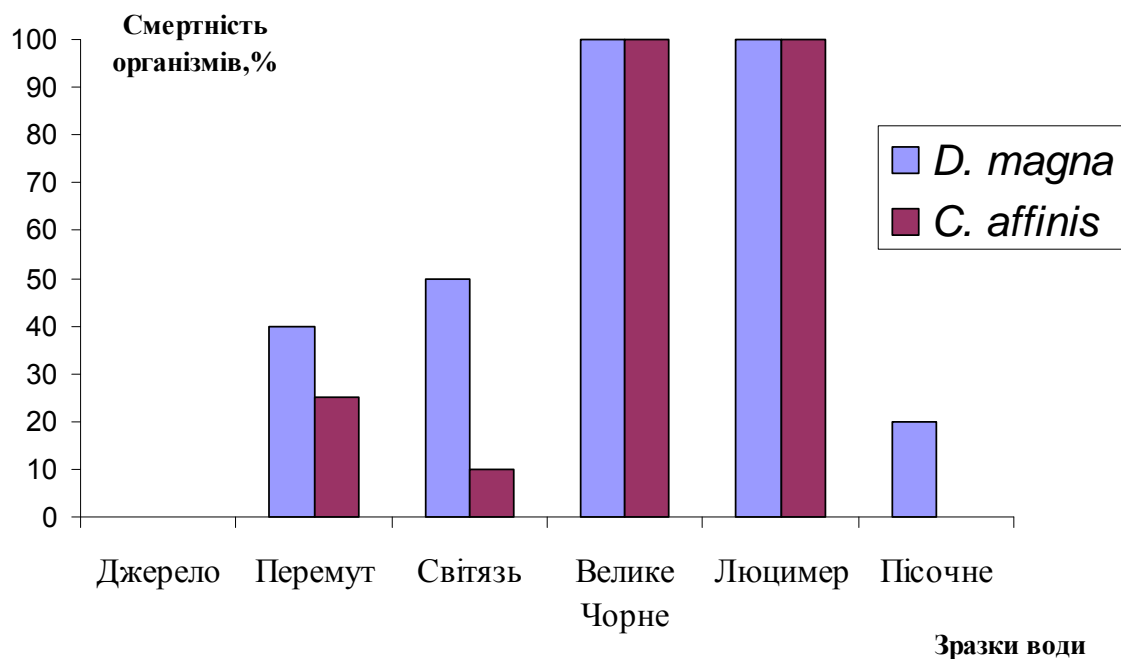


Рис.1. Токсичність зразків води для гіллястовусих ракоподібних в гострих 96 годинних дослідях.

Таким чином, проведені дослідження щодо концентрації загальних фенолів і аніоноактивних СПАР у воді Шацьких озер свідчать про помітне навантаження їх гідроекосистем даними забруднювальними речовинами. Наявність токсичних речовин підтверджена і біотестуванням з використанням гіллястовусих ракоподібних *Daphnia magna* Straus і *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg. Для зазначених водних об'єктів невідкладними є детальні еколого-токсикологічні дослідження з метою розробки та реалізації дієвого комплексу водоохоронних заходів.

#### БІБЛІОГРАФІЯ

- Алекин О.А., Ляхин Ю.И. Химия океана. – Москва: Гидрометеиздат, 1984. – 343 с.
- Анисова С. Н., Лесников Л. А., Минаева Т. В., Ляшенко С. Ф. Обобщенный перечень предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов.– М., 1990.– 46 с.
- Арсан О.М., Ситник Ю.М., Горбатюк Л.О. Еколого-токсикологічні дослідження озерних екосистем Шацького національного природного парку: аніонні поверхнево активні речовини у воді // Науковий вісник Волинського національного університету імені Лесі Українки. – 2009. – № 1. Географічні науки. – С. 157 – 160.
- Арсан О.М., Ситник Ю.М., Горбатюк Л.О., Кукля І.Г. Еколого-токсикологічні дослідження озерних екосистем Шацького національного природного парку: органічні токсичні речовини у воді // Природа Західного Полісся та прилеглих територій. Збірник наукових праць. – 2012. – № 9. – С. 325 – 328.
- Гродзинський А.М., Середюк Л.С., Крупа Л.І. Накопичення фенолів в ґрунті польового ценозу // Доповіді АН УРСР. – 1981. – Серія Б, № 10. – С. 64 – 67.
- Каленіченко К. П. Поверхнево-активні речовини у Шацьких озерах // Національні парки в системі екологічного моніторингу.– Світязь, 1993.– С. 38–39.

8. КНД 211.1.4.017–95 “Методика екстракційно-фотометричного визначення аніонних поверхнево активних речовин (АПАР) з метиленовим блакитним у природних та стічних водах”.
9. Козицкая В.Н. К вопросу об источниках накопления фенолов в водохранилищах днепровского каскада // Гидробиол. журн. – 1971. – 7, № 4. – С. 57–62.
10. Козицкая В.Н. Фенольные соединения водорослей и их физиологическая роль // Гидробиол. журн. – 1984. – 20, № 3. – С. 54–65.
11. Коновалов Ю.Д. Фенольные соединения в воде Шацких озер / Роль охоронюваних природних територій у збереженні біорізноманіття: Матеріали конф., присвяченої 75-річчю Канівського природного заповідника, Канів, 8–10 вересня 1998 р. – Канів, 1998. – С. 277–278.
12. Коновалов Ю.Д. Рівень забруднення фенолами води Шацьких озер / Національні парки в системі екологічного моніторингу: Тези доп. – Світязь, 1993. – С. 14–16.
13. Кретович В.Л. Биохимия растений. – Москва: Высшая школа, 1980. – 447 с.
14. Лейте В. Определение органических загрязнений питьевых, природных и сточных вод. – Москва: Химия, 1975. – 200 с.
15. Правила охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами // Охрана окружающей среды / Под ред. Л. П. Шарикова.– Л., 1978.– С. 193–222.
16. Сакевич А.И, Усенко О.М. Фенольные соединения в воде днепровских водохранилищ // Гидробиол. журн. – 2002. – 38, № 4. – С. 103–112.
17. Ситник Ю.М., Клоченко П.Д., Кукля І.Г. Вміст фенольних сполук у воді Шацького поозер'я восени 2008 р. // Стан і біорізноманіття екосистем Шацького національного природного парку. Матеріали наукової конференції (10 – 13 вересня 2009 року, смт. Шацьк). – Львів: "СПОЛЮМ", 2009. – С. 86 – 90.
18. Тимченко В.М., Якушин В.М., Олейник Г.Н. и др. Гидроэкологическая характеристика Шацких озер / Редакция “Гидробиологического журнала” АН Украины. – 120 с. Деп. в ВИНТИ 02.08.1993, № 2188–В 93.

## **ВАЖКІ МЕТАЛИ У РИБАХ ДЕЯКИХ РИБОГОСПОДАРСЬКИХ ВОДОЙМ ЗОНИ ПОЛІССЯ**

<sup>1</sup>*Ситник Ю.М.*, <sup>2</sup>*Колесник Н.Л.*

<sup>1</sup>Інститут гідробіології НАН України, м. Київ,

<sup>2</sup>Інститут рибного господарства НААН України, м. Київ  
sytnik\_yu@ukr.net, sytnik\_yu@mail.ru; kolesnik\_natalia@mail.ru

Ефективне регулювання якості навколишнього природного середовища базується на адекватній інформації про рівні забруднення і зміни стану екосистем під впливом техногенних викидів. Зокрема, накопичення важких металів у компонентах ставкових гідроєкосистем є одним із показників екологічного стану території, а у рибі, крім того, і придатності її до вжитку як харчового продукту. Із-за постійно антропогенного навантаження на довкілля у сучасних умовах майже всі елементи Періодичної системи Д.І.Менделєєва виступають у ролі забрудників. Важкі метали - хімічні елементи з властивостями металів, що мають атомні номери з 22 по 92 в періодичній таблиці хімічних елементів Д.І.Менделєєва. Однак, слід зауважити, у мікрокількостях важкі метали (за виключенням ртуті, кадмію та свинцю) є природною і навіть необхідною складовою частиною живої клітини [2 – 4].

Важкі метали – один з переважаючих компонентів токсичного забруднення поверхневих вод. На відміну від органічних забруднювальних речовин, що тією чи іншою мірою піддаються деструкції, метали не зазнають подібних перетворень, а постійно знаходяться у водній екосистемі, перерозподіляючись лише між її компонентами. Рухливість та біологічна активність важких металів визначається значною мірою їх фізико-хімічним станом у водному середовищі [2 – 4].

Особливу загрозу несуть не всі метали, а лише деякі з них, що визначені міжнародними організаціями ООН - ФАО/ВООЗ (Міжнародна організація по сільському господарству та продуктах харчування та Всесвітня організація охорони здоров'я). До таких металів відносяться - ртуть, свинець, кадмій, кобальт, нікель, цинк, олово, мідь, молібден, ванадій. На перший погляд, всі перераховані метали - природна частина довкілля, вони входять до складу гірських порід, ґрунтів, водойм, містяться у всіх живих організмах. Однак, антропогенні та техногенні процеси та їх тісне поєднання суттєво змінили природні потоки хімічних елементів на такі, що визначають еколого-токсикологічну ситуацію у окремих регіонах та у всьому світі і скрізь вони поєднуються із поліелементною хімізацією довкілля по ланцюгу: джерела викидів - депонуючі та транспортуючі середовища - організм людини [2 – 4].

Стан та продуктивність кожного виду в екосистемі залежать від умов середовища. Риби, як ніякий інший організм, різко реагують на якість оточуючого водного середовища та є добрим тест-об'єктом для фіксації змін біологічних, фізіолого-біохімічних та еколого-токсикологічних параметрів окремих видів, що дозволяє прогнозувати наслідки антропогенного впливу на водні екосистеми. Біота водойми, в тому числі і риби, взаємопов'язана з абіотичними (вода, донні відклади) та біотичними (кормові організми та інші) чинниками навколишнього середовища. Риби є важливою ланкою в неперервному кругообігу мікро- та макроелементів – металів водойми, які відносяться до групи незамінних для нормальної життєдіяльності живих організмів. Ці елементи (мідь, цинк, залізо, магній, марганець, кобальт, хром та ін.) відіграють важливу роль у протіканні цілого ряду фізіологічних та біохімічних процесів. Завдяки своїй великій біологічній активності метали суттєво впливають на якість водного середовища та біоти, оскільки порушення балансу хімічних елементів у тканинах може в певній мірі служити одним із чинників, що стимулюють чи сповільнюють ріст та розвиток риби. Значне підвищення вмісту важких металів у навколишньому середовищі, і, як наслідок, у тканинах водних тварин і рослин, може досить негативно впливати на стабільність екосистеми водойми, так як багато мікроелементів при підвищених концентраціях діють як токсичні речовини. При концентраціях, що перевищують нормальний вміст металів у органах та тканинах, зникає межа між їх “фізіологічною” та “нефізіологічною” дією. По мірі зростання концентрацій у водному середовищі та відповідно вмісту в живих організмах кожен елемент починає діяти як токсична речовина

В гігієнічному плані риба є важливою ланкою в передачі важких металів та інших токсичних речовин людині по харчовому ланцюжку і є харчовим продуктом постійного контролю. В Україні діють старі нормативи щодо ГДК важких металів у рибі як продукті харчування людини. Вони становлять: свинець – 1,0 мг/кг сирової маси, кадмій – 0,2 мг/кг, мідь – 10 мг/кг, цинк – 40 мг/кг, ртуть – 0,6 мг/кг для хижаків і 0,3 мг/кг – для інших видів. Останній раз ці норми перезатверджені у 2010 р. Тепер це – Національний стандарт України. ДСТУ Риба жива [1].

Слід відмітити, що досліджень вмісту важких металів у рибих водоймах рибогосподарського призначення порівняно мало. Можна відмітити монографічні роботи «Радиоактивное и химическое загрязнение Днепра и его водохранилищ после аварии на Чернобыльской АЭС» [5] і «Экологическое состояние трансграничных участков рек бассейна Днепра на территории Украины» [6], де, поряд з іншими, висвітлено результати досліджень вмісту важких металів у рибих Полісся.

Матеріали цієї роботи збиралися для визначення рівнів вмісту важких металів у рибих у найближчих та дещо віддалених, від місця аварії на Чорнобильській АЕС, водоймах рибогосподарського використання Київської та Чернігівської областей у 1995-1996 рр. Отримані результати (табл. 1) засвідчили досить значні рівні вмісту важких металів у організмі ставкових риб.

Таблиця 1. Вміст важких металів у організмі риб деяких рибогосподарських водойм Полісся та Лісостепу, 1995 – 1996 рр.тін – тах/ М, мг/кг сирової маси

Види риб	Свинець	Кадмій	Мідь	Цинк
Ставкове господарство, с. Мньов, Чернігівська обл.				
Короп лускатий	<u>0,43-1,28</u> 0,75	<u>0,19-0,59</u> 0,41	<u>0,74-1,42</u> 1,05	<u>8,31-18,95</u> 10,01
Короп рамчастий	<u>0,65-1,48</u> 1,11	<u>0,15-0,52</u> 0,37	<u>0,94-2,49</u> 1,72	<u>8,43-22,85</u> 12,11
Карась сріблястий	<u>0,75-2,08</u> 1,42	<u>0,22-0,63</u> 0,46	<u>0,79-1,47</u> 1,25	<u>9,40-18,17</u> 14,15
Ставкове господарство, с. Білошапки, Чернігівська обл.				
Короп лускатий	<u>0,58-1,28</u> 1,01	<u>0,18-0,44</u> 0,31	<u>0,94-1,65</u> 1,28	<u>7,49-12,85</u> 9,17
Короп рамчастий	<u>0,69-1,64</u> 1,25	<u>0,31-0,62</u> 0,40	<u>0,95-1,62</u> 1,40	<u>10,12-22,39</u> 14,17
Ставкове господарство, с. Толокунь, Київська обл.				
Короп лускатий	<u>0,68-1,47:-</u> 1,12	<u>0,17-0,49</u> 0,35	<u>2,97-5,89</u> 4,11	<u>16,93-27,81</u> 19,12
Карась сріблястий	<u>19,15-24,58</u> 21,11	<u>0,41-0,85</u> 0,62	<u>3,79-6,02</u> 5,11	<u>19,27-25,32</u> 21,73
ГДК для риби, як продукту харчування	1,0	0,2	10,0	40,0

Основними металами, що забруднюють довкілля та рибогосподарські водойми Полісся, є свинець і кадмій (табл. 1). Найбільш високий вміст вищевказаних важких металів зафіксовано у рибних господарствах с. Мньов Чернігівської обл. та с. Толокунь Київської обл. Водопостачання цих рибогосподарських водойм здійснюється з річки Дніпро та Київського водосховища, відповідно. Саме ці водойми прийняли на себе перші викиди радіоактивних матеріалів і випаровування свинцю та інших металовмісних матеріалів, які застосовувалися для гасіння аварійного 4-го блоку Чорнобильської АЕС у квітні-травні 1986 р. [5]. За вмістом свинцю та кадмію перевищені ГДК для риби як продукту харчування (табл. 1).

Таким чином, результати проведених досліджень засвідчують досить значне поліметалічне забруднення низки водойм рибогосподарського використання зо Полісся та Лісостепу внаслідок заходів по ліквідації аварії на 4-му енергоблоці Чорнобильської АЕС. Рівень забруднення довкілля залишався досить значним і через 10 років після аварії, особливо свинцем. Також підтвердилися попередні результати щодо «плямистості» радіоактивних та токсичних випадін у аварійний період, так як навіть у сусідніх областях одного регіону зафіксована суттєва різниця вмісту важких металів.

#### БІБЛІОГРАФІЯ

1. ДСТУ 2284:2010 Риба жива: [чинний від 2012-01-01]. – К.: Держспоживстандарт України, 2012. – 12 с.
2. Морозов Н.П., Петухов С.А. Микроэлементы в промысловой ихтиофауне Мирового океана. На примере микроэлементов группы металлов. – Москва: Агропромиздат, 1986. – 160 с.
3. Морозов Н.П., Петухов С.А. Переходные и тяжелые металлы в промысловой ихтиофауне океанических, морских и пресных вод // Рыбное хозяйство. – Москва, 1977. – № 5. – С. 11 – 13.

4. Мур Дж.В., Рамамурти С. Тяжелые металлы в природных водах. Контроль и оценка влияния. – Москва: Мир, 1987. – 287 с.
5. Радиоактивное и химическое загрязнение Днепра и его водохранилищ после аварии на Чернобыльской АЭС / [Романенко В.Д., Кузьменко М.И., Евтушенко Н.Ю. и др.]. – К.: Наукова думка, 1992. – 196 с.
6. Экологическое состояние трансграничных участков рек бассейна Днепра на территории Украины / Под ред. А.Г.Васенко и С.А.Афанасьева. – К.: Академперіодика, 2002. – 355 с.

## ВМІСТ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ОРГАНАХ ТА ТКАНИНАХ ДЕЯКИХ ПРОМИСЛОВИХ ВИДІВ РИБ КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА (1988-2010 рр.)

<sup>1</sup>Ситник Ю.М., <sup>2</sup>Мельник А.П.

<sup>1</sup>Інститут гідробіології НАН України, м. Київ,

<sup>2</sup>Інститут рибного господарства НААН України, м. Київ  
sytnik\_yu@ukr.net, sytnik\_yu@mail.ru

Серед забруднювальних речовин, що містяться у поверхневих водах, одне із перших місць за токсичністю займають саме важкі метали, такі, як мідь, свинець, кадмій, цинк, нікель, хром, марганець, кобальт та ін. Останні, як відомо, не піддаються біодеградації і, поступово накопичуючись у різних компонентах екосистем, беруть участь у біологічному колообігу хімічних елементів, призводячи до отруєння біотичних компонентів гідроекосистем. Особливо слід підкреслити, що важкі метали не розкладаються як токсичні речовини органічної природи і не зазнають радіоактивного розпаду, як радіонукліди, а потрапивши у екосистему одного разу, нікуди не зникають, а лише перерозподіляються по її компонентах. Значне зростання вмісту цих елементів у довкіллі і, як наслідок, у організмі (органах і тканинах) гідробіонтів може негативно позначитися на стабільності екосистеми водойми, оскільки багато із важких металів можуть за певних концентрацій виявляти токсичну дію. Тому з метою моніторингу хімічного і біологічного стану гідроекосистем і контролю якості риби необхідно досліджувати рівні вмісту металів у їхній фауні водойм [1, 3 – 6].

Окремо слід виділити великі техногенні аварії у результаті яких було сильно забруднене довкілля різними токсичними речовинами, у тому числі і важкими металами. Прикладами таких аварій в Україні слугують – аварія на Стебниківському калійному комбінаті (1983 р.) [8]. та на Чорнобильській АЕС (1986 р.) [1, 6].

Велике поліметалічне забруднення довкілля відбулося у результаті заходів по ліквідації аварії на Чорнобильській АЕС у квітні-травні 1986 р., коли для закриття отвору зруйнованого 4-го реактора застосовували металічний свинець, вапняк, глину та інші металовмісні матеріали [1, 6]. Звісно, що це лихо не оминуло і гідроекосистему Київського водосховища.

Починаючи із 1988 р., вміст важких металів у рибах Київського водосховища періодично досліджується різними групами науковців [1, 2, 6, 7, 9].

Ціллю нашої роботи є порівняння рівнів вмісту важких металів у органах та тканинах деяких промислових видів риби навесні 1988 р. [1, 6] і 2009-2010 рр.

У 1988 р. [1, 6] у органах та тканинах досліджених видів риб були зафіксовані наступні рівні важких металів (мг/кг сирої маси): лящ звичайний *Abramis brama* (Linnaeus) (5<sup>+</sup>): м'язи – Cd: 0,35±0,05; Pb: 42,60±40,60; Cu: 0,30±0,07; Zn: 14,10±0,70; Mn: 0,10±0,02; Fe: 7,05±1,75; Co: 0,95±0,75; Ni: 0,10±0,03; печінка – Cd: 0,43±0,07; Pb: 12,10±4,25; Cu: 10,90±3,54; Zn: 26,80±5,05; Mn: 0,20±0,10; Fe: 68,50±15,91; Co: 0,83±0,39; Ni: 1,67±0,13; плоскирка звичайна *Blicca bjoerkna* (Linnaeus) (6<sup>+</sup>): м'язи – Cd: 0,38±0,12; Pb: 1,72±0,42; Cu: 0,48±0,09; Zn: 20,90±6,43; Mn: 1,44±0,13; Fe: 8,80±2,21; Co: 0,32±0,14; Ni: 3,48±1,61; печінка – Cd: 0,48±0,26; Pb: 1,71±0,38; Cu: 3,58±0,72; Zn: 27,00±3,97; Mn: 1,71±0,41; Fe: 40,88±6,65;

Co: 10,17±0,34; Ni: 7,15±1,80; плітка звичайна *Rutilus rutilus rutilus* (Linnaeus) (6<sup>+</sup>): м'язи – Cd: 0,29±0,10; Pb: 0,65±0,37; Cu: 0,62±0,16; Zn: 8,02±1,23; Mn: 0,70±0,09; Fe: 19,10±3,91; Co: 0,77±0,29; Ni: 2,55±0,46; печінка – Cd: 0,17±0,06; Pb: 1,10±0,61; Cu: 3,59±1,19; Zn: 44,68±14,15; Mn: 4,13±1,71; Fe: 57,25±21,62; Co: 0,86±0,28; Ni: 3,87±1,85; судак звичайний *Stizostedion lucioperca* (Linnaeus) (6<sup>+</sup>): м'язи – Cd: 0,07±0,03; Pb: 0,66±0,03; Cu: 1,87±1,02; Zn: 10,47±3,88; Mn: 0,50±0,26; Fe: 10,43±0,98; Co: 1,30±0,11; Ni: 1,20±0,59 [1, 6].

У 2009 р. у органах і тканинах риби Київського водосховища фіксувалися важкі метали (мг/кг сирової маси) у наступних межах: лящ звичайний *Abramis brama* (Linnaeus) (6<sup>+</sup>-7<sup>+</sup>) м'язи – Cd: 0,061±0,006; Pb: 0,56±0,04; Cu: 0,34±0,03; Zn: 4,30±1,60; Mn: 0,33±0,04; Fe: 10,30±1,80; Co: 0,11±0,02; Ni: 1,32±0,19; печінка – Cd: 0,17±0,06; Pb: 1,10±0,61; Cu: 3,59±1,19; Zn: 44,68±14,15; Mn: 4,13±1,71; Fe: 57,25±21,62; Co: 0,86±0,28; Ni: 3,87±1,85; краснопірка звичайна *Scardinius erythrophthalmus* (Linnaeus) (5<sup>+</sup>): м'язи – Cd: 0,049±0,005; Pb: 0,62±0,05; Cu: 0,29±0,03; Zn: 5,40±0,40; Mn: 0,30±0,03; Fe: 12,70±1,10; Co: 0,13±0,02; Ni: 0,86±0,07; печінка – Cd: 0,17±0,06; Pb: 1,10±0,61; Cu: 3,59±1,19; Zn: 44,68±14,15; Mn: 4,13±1,71; Fe: 57,25±21,62; Co: 0,86±0,28; Ni: 3,87±1,85; окунь звичайний *Perca fluviatilis* Linnaeus (3<sup>+</sup>-4<sup>+</sup>): м'язи – Cd: 0,058±0,007; Pb: 0,60±0,04; Cu: 0,37±0,03; Zn: 5,10±0,70; Mn: 0,29±0,03; Fe: 9,50±0,70; Co: 0,15±0,02; Ni: 1,39±0,27; печінка – Cd: 0,048±0,002; Pb: 0,47±0,03; Cu: 3,16±0,30; Zn: 11,40±0,70; Mn: 0,27±0,04; Fe: 29,80±2,20; Co: 0,17±0,02; Ni: 1,08±0,16.

Дослідження проводилися також і у 2010 р. (табл. 1).

Таблиця 1. Вміст важких металів у органах і тканинах промислових видів риб Київського водосховища, мг/кг сирової маси, весна 2010 р., М ± т

Метал	Вид, вік / Органи і тканини				
	Окунь, 6 <sup>+</sup>				
	м'язи	зябри	печінка	нирки	шкіра
Залізо	10,10 ± 1,40	30,10 ± 7,00	78,40 ± 4,80	73,30 ± 2,90	18,2 ± 3,90
Цинк	2,70 ± 0,40	10,80 ± 2,00	8,20 ± 0,60	8,40 ± 0,30	15,0 ± 0,90
Марганець	0,32 ± 0,08	3,66 ± 0,44	0,44 ± 0,03	0,84 ± 0,04	0,76 ± 0,04
Мідь	0,31 ± 0,08	0,45 ± 0,05	3,15 ± 0,24	0,53 ± 0,04	0,62 ± 0,05
Нікель	0,65 ± 0,16	2,00 ± 0,27	0,65 ± 0,16	2,04 ± 0,21	2,22 ± 0,39
Кобальт	0,16 ± 0,03	0,43 ± 0,03	0,12 ± 0,01	0,21 ± 0,02	0,30 ± 0,03
Свинець	0,85 ± 0,03	2,25 ± 0,27	0,65 ± 0,08	1,22 ± 0,05	1,44 ± 0,09
Кадмій	0,076 ± 0,009	0,197 ± 0,021	0,057 ± 0,003	0,112 ± 0,011	0,113 ± 0,006
Метал	Плоскирка, 10 <sup>+</sup>				
Залізо	5,20 ± 1,60	12,60 ± 0,70	29,10 ± 0,70	18,00 ± 0,40	12,60 ± 1,40
Цинк	1,70 ± 0,10	8,70 ± 0,20	8,70 ± 0,40	4,20 ± 0,20	12,40 ± 1,40
Марганець	0,15 ± 0,01	1,69 ± 0,06	0,43 ± 0,02	0,15 ± 0,01	0,43 ± 0,06
Мідь	0,21 ± 0,02	0,68 ± 0,01	5,84 ± 0,47	0,64 ± 0,03	0,73 ± 0,16
Нікель	0,46 ± 0,10	1,33 ± 0,04	0,56 ± 0,02	0,35 ± 0,03	1,28 ± 0,33
Кобальт	0,17 ± 0,04	0,34 ± 0,01	0,15 ± 0,01	0,13 ± 0,01	0,19 ± 0,05
Свинець	0,92 ± 0,07	1,83 ± 0,05	1,55 ± 0,04	1,06 ± 0,04	1,47 ± 0,09
Кадмій	0,066 ± 0,007	0,108 ± 0,005	0,045 ± 0,002	0,098 ± 0,004	0,062 ± 0,014
Метал	Лящ, 12 <sup>+</sup>				
Залізо	3,90 ± 0,20	22,90 ± 2,30	30,80 ± 1,10	16,00 ± 0,5	16,80 ± 1,10
Цинк	2,00 ± 0,20	5,50 ± 0,40	7,60 ± 0,70	4,30 ± 0,20	15,80 ± 1,10
Марганець	0,38 ± 0,02	1,88 ± 0,12	0,34 ± 0,01	0,14 ± 0,01	0,71 ± 0,10
Мідь	0,23 ± 0,02	0,56 ± 0,02	4,15 ± 1,29	0,71 ± 0,04	0,56 ± 0,04
Нікель	0,57 ± 0,06	0,87 ± 0,03	0,61 ± 0,05	0,31 ± 0,02	1,02 ± 0,09
Кобальт	0,17 ± 0,02	0,31 ± 0,01	0,19 ± 0,02	0,17 ± 0,02	0,16 ± 0,01
Свинець	0,82 ± 0,04	1,00 ± 0,03	0,88 ± 0,05	0,59 ± 0,01	0,83 ± 0,04

Кадмій	0,053 ± 0,008	0,082 ± 0,008	0,024 ± 0,004	0,167 ± 0,022	0,037 ± 0,008
Метал	Краснопірка, 9 <sup>+</sup>				
Залізо	19,40 ± 4,90	35,40 ± 1,60	21,60 ± 1,40	24,20 ± 2,0	21,30 ± 2,90
Цинк	3,00 ± 0,20	37,90 ± 1,10	12,80 ± 0,50	27,9 ± 1,90	15,30 ± 0,60
Марганець	0,20 ± 0,02	4,18 ± 0,07	0,63 ± 0,07	0,32 ± 0,02	0,87 ± 0,07
Мідь	0,30 ± 0,11	0,91 ± 0,04	1,81 ± 0,07	0,98 ± 0,04	0,76 ± 0,09
Нікель	0,73 ± 0,15	2,03 ± 0,17	0,43 ± 0,04	0,78 ± 0,04	1,89 ± 0,19
Кобальт	0,13 ± 0,03	0,40 ± 0,01	0,11 ± 0,01	0,15 ± 0,01	0,19 ± 0,03
Свинець	1,03 ± 0,14	1,82 ± 0,14	0,74 ± 0,04	0,92 ± 0,05	2,50 ± 0,28
Кадмій	0,065 ± 0,010	0,122 ± 0,016	0,050 ± 0,002	0,066 ± 0,004	0,041 ± 0,004
Метал	Карась сріблястий, 13 <sup>+</sup>				
Залізо	15,10 ± 1,40	30,80 ± 1,00	15,00 ± 0,80	22,60 ± 1,3	9,30 ± 0,90
Цинк	6,40 ± 0,60	28,30 ± 0,80	22,40 ± 1,80	13,0 ± 0,70	12,10 ± 0,40
Марганець	0,47 ± 0,04	1,88 ± 0,05	0,40 ± 0,01	0,44 ± 0,05	0,94 ± 0,17
Мідь	0,37 ± 0,07	0,68 ± 0,03	6,33 ± 0,58	1,13 ± 0,07	0,82 ± 0,04
Нікель	0,43 ± 0,01	1,16 ± 0,03	0,48 ± 0,02	0,42 ± 0,02	0,95 ± 0,11
Кобальт	0,17 ± 0,01	0,40 ± 0,02	0,06 ± 0,01	0,10 ± 0,01	0,06 ± 0,01
Свинець	0,74 ± 0,05	1,22 ± 0,03	0,70 ± 0,03	0,69 ± 0,01	0,89 ± 0,07
Кадмій	0,035 ± 0,006	0,123 ± 0,005	0,051 ± 0,004	0,096 ± 0,004	0,078 ± 0,011

За більш ніж 20 років, від перших досліджень у 1988 р., на гідроекосистему Київського водосховища зменшилось навантаження свинцем, цинком і кадмієм. Це адекватно відбилось на їх вмісті у органах і тканинах риби. Інші, досліджувані нами, важкі метали залишились у органах і тканинах риби на приблизно однаковому рівні. Цей процес відбувається завдяки механізмам виведення надлишків важких металів із організму риб з участю білків, що пов'язують метали (метал-тіонеїнів), та виводять їх із організму. Аналізуючи отримані результати, можна стверджувати, що цей процес досить інерційний. Тобто і нині він досить активно протікає.

Таким чином, результати досліджень вмісту важких металів у органах та тканинах риби дозволяють стверджувати, що за останні 20 років поліметалічне навантаження на гідроекосистему Київського водосховища зменшилось. Особливо це стосується свинцю, цинку та кадмію. Інші метали фіксуються у дослідженій тканині приблизно на однаковому рівні.

#### БІБЛІОГРАФІЯ

1. Евтушенко Н.Ю., Сытник Ю.М. Накопление тяжелых металлов в тканях и органах рыб / Радиоактивное и химическое загрязнение Днепра и его водохранилищ после аварии на Чернобыльской АЭС. – Киев: Наукова думка, 1992. – С. 53 – 64.
2. Мельник А.П., Литвинова Т.Г., Власова Н.М., Ланда В.В. Накопичення іонів важких металів у екосистемі Київського водосховища // Рибне господарство. – 2003. – Вип. 62. – С. 105 – 111.
3. Никаноров А.М., Жулидов А.В. Биомониторинг металлов в пресноводных экосистемах. – Л.: Гидрометеиздат, 1990. – 327 с.
4. Никаноров А.М., Жулидов А.В., Покаржевский А.Ф. Биомониторинг тяжелых металлов в пресноводных экосистемах. – Л.: Гидрометеиздат, 1985. – 144 с.
5. Петухов А.С., Морозов Н.П., Добрусин М.С. Распределение микроэлементов группы тяжелых и переходных металлов в органах и тканях рыб / Экологические аспекты химического и радиоактивного загрязнения водной среды. – М.: Легкая и пищевая пром-сть, 1983. – С. 41 – 47.
6. Радиоактивное и химическое загрязнение Днепра и его водохранилищ после аварии на Чернобыльской АЭС / Романенко В.Д., Кузьменко М.И., Евтушенко Н.Ю. и др. – Киев: Наукова думка, 1992. – 195 с.



7. Ситник Ю.М., Мельник А.П. Важкі метали у м'язах риб-бентофагів Київського водосховища (1988-2010 рр.) // Сучасні проблеми теоретичної та практичної іхтіології. Матеріали VI Міжнародної іхтіологічної науково-практичної конференції. 9-11 жовтня 2013 р. м. Тернопіль, Україна / за заг. ред. Грубінко В.В. – Тернопіль: Вектор, 2013. – С. 245 – 248.
8. Сытник Ю.М. Тяжелые металлы в рыбах Днестровского водохранилища // Формирование ихтиофауны Днестровского водохранилища / Редакция "Гидробиологического журнала". – Киев, 1991. – С. 111 – 130. Депонирована в ВИНТИ 20.11.1991, № 4366-В 91.
9. Трахтенберг И.М., Колесников В.С. Луковенко В.П. Тяжелые металлы во внешней среде. Современные гигиенические и токсикологические аспекты. – Минск: Наука и техника, 1994. – 285 с.

## СУЧАСНИЙ СТАН ЦЕНОПОПУЛЯЦІЙ *PINGUICULA ALPINA* L. У ДОЛИНІ РІЧКИ САРАТА

<sup>1</sup>Скакальська О. І., <sup>2</sup>Томнюк О. П., <sup>1</sup>Скоропляс І. О.

<sup>1</sup>Кременецький ботанічний сад, м. Кременець,

<sup>2</sup>Національний природний парк «Черемоський», смт. Путила  
kovalchukolja@ukr.net, skoroplas@rambler.ru

Рослинний світ відіграє надзвичайно важливу роль в існуванні та функціонуванні біосфери та житті людини.

Дослідження популяцій рослин останнім часом стало пріоритетним напрямком галузей ботаніки. Актуальним є вивчення змін структури й функцій природних популяцій, які відбуваються під впливом антропогенних факторів, що надзвичайно важливо для з'ясування адаптації рослин до умов середовища й мікроеволюції, а також практичних завдань, спрямованих на раціональне використання рослинних ресурсів, моніторинг та охорону генофонду видів [3].

До таких видів належить *Pinguicula alpina* L.

Метою нашої роботи було проведення комплексних популяційних досліджень *Pinguicula alpina* L.

Матеріали та методи досліджень.

Дослідження проводились у серпні 2013 року біля підніжжя хребта Чорний Діл у долині р. Сарата, Путильського району, Чернівецької області, де на теренах НПП "Черемоський" знаходиться комплексна пам'ятка природи місцевого значення площею 5,0 га «Білий Потік».

Об'єкт дослідження це червонокнижний, багаторічний гетеротрофний гелофіт *Pinguicula alpina* L. (рис. 1).



Рисунок 1. Комахоїдний вид *Pinguicula alpina* L. – товстянка альпійська.

Дослідження здійснювали за загальноприйнятими методиками Байдеман, 1974 р., Работнов, 1975 р., Голубев, 1982 р., Русанов, 1987 р., отримані результати опрацьовувалися статистично на ПК з використанням програм Microsoft Office Word та Microsoft Office Excel, 2003, 2007.

Результати досліджень та їх обговорення.

Проведено обстеження території біля підніжжя хребта Чорний Діл у долині р. Сарата, Путильського району, Чернівецької області (рис. 2) - пам'ятки природи місцевого значення площею 5.0 га «Білий Потік». Це присхилоче болото, що сформувалося в місці розливу однойменного потоку карстового походження, розташоване на вапняковому субстраті [4]. Болото має карбонатний характер і гіпсовий моховий покрив. Виявлено 6 ценопопуляцій *P. alpina* L.



Рисунок 2. Картографічне місцезростання *Pinguicula alpina* L. у долині річки Сарата – НПП "Черемоський"

*Pinguicula alpina* L. реліктовий арко-альпійський комахоїдний вид до 15 см заввишки. Листки оберненояйцеподібні, тупі, зверху вкриті залозистими волосками, зібрані у прикореневу розетку. Віночок білий з жовтуватими плямами біля основи нижньої губи. Цвіте з кінця травня до кінця липня. Плодоносить у липні – серпні, розмножується насінням [1, 2, 5, 6].

Росте на мохових подушках, популяції невеликі за площею від 14 до 98 особин, вирізняються локальним характером. Перша ценопопуляція *P. alpina* L. нараховує 98 особин (рис. 3), які зростають поодинокі і групами по 3 -34 особини, площа ділянки 16 м<sup>2</sup>. Вид входить до складу формації *Calliergonelletum cuspidata*, що утворює асоціацію *Calliergonella cuspidata* + *Pinguicula alpina*. Проективне покриття рослинного покриву 65%, моховий - 70%. Домінантами у асоціації виступають *Calliergonella cuspidata* - 70%, *Pinguicula alpina* L. – 40%, співдомінантом є *Rodococcum vitis-idaea* L. – 20%. До складу деревостану входять *Picea abies* (L.) Karst., *Alnus incana* L., *Sorbus aucuparia* L. проективне покриття яких становить менше 1%. До складу рослинного покриву входять такі види: *Carex nigra* (L.) Reichard., *Carex hirta* L., *Tussilago farfara* L., *Parnassia palustris* L., *Euphorbia amygdaloides* L., *Ranunculus repens* L., *Viola declinata* Waldst. Et Kit., *Fragaria vesca* L., *Clematis alpina* Mill., проективне покриття яких становить 1% та менше 1%. Серед даного видового складу наявні також види, що входять Червоної книги України (ЧКУ): *Ligularia bucovinensis* Nakai, *Swertia perennis* L., *Lycopodium annotinum* L., *Gymnadenia conopsea* (L.) R. Br., *Epipactis atrorubens* (Hoffm. Ex Brnh.) Besser.

Друга популяція нараховує 62 особини (рис. 3), які зростають поодинокі і групами по 2 - 15 рослин, площа дослідженої ділянки 9 м<sup>2</sup>. Вид входить до складу формації *Calliergonelletum cuspidata*, що утворює асоціацію *Calliergonella cuspidata* + *Rodococcum vitis-idaea*. Проективне покриття рослинного покриву 70%, моховий - 90%. Домінантами у асоціації виступають *Calliergonella cuspidata* - 90%, *Rodococcum vitis-idaea* L. – 50%, співдомінант *Pinguicula alpina* L. – 20%. До складу деревостану входять *Picea abies* (L.) Karst.

*Sorbus aucuparia* L., *Betula pendula* Roth. проективне покриття яких становить менше 1%. В рослинному покриві зустрічаються наступні види: *Carex nigra* (L.) Reichard., *Viola declinata* Waldst. Et Kit., проективне покриття яких становить 1% та менше 1%, серед яких червонокнижний вид *Swertia perennis* L.

Третя популяція нараховує 14 особини (рис. 3), які зростають невеликими розрідженими групами по 2 – 4 особини, площа ділянки 4 м<sup>2</sup>. Вид входить до складу формації *Cariceta nigra*, що утворює асоціацію *Carex nigra* + *Viola declinata*. Загальне проективне покриття рослинного покриву 65%. Домінантами у асоціації виступають *Carex nigra* (L.) Reichard. – 50%, спів доміант *Viola declinata* Waldst. et Kit. – 15%. До складу деревостану входять *Picea abies* (L.) Karst., *Betula pendula* Roth., проективне покриття яких становить менше 1%. До складу травостою входять наступні види: *Rodococcum vitis-idaea* L., *Blysmus compressus* (L.) Panz.ex Link., проективне покриття яких становить менше 1%, серед яких домінуюче положення займає червонокнижний вид – *Ligularia bucovinensis* Nakai.

Четверта ценопопуляція налічує 37 особин *P. alpina* L. (рис. 3), які зростають поодинокі і групами по 2 - 17 рослин, площа дослідженої ділянки 9 м<sup>2</sup>. Вид входить до складу формації *Plagiomniuletum rostratum*, що утворює асоціацію *Plagiomnium rostratum* + *Equisetum arvense*. Проективне покриття рослинного покриву 35%, моховий становить - 100%. Домінантами у асоціації виступають *Calliergonella cuspidata* - 100%, спів доміантом являється *Equisetum arvense* L. – 20%. До складу деревостану входять *Picea abies* (L.) Karst., *Alnus incana* L. проективне покриття яких становить менше 1%. До складу травостану входить також: *Viola declinata* Waldst. et Kit. - проективне покриття становить 5%. Види, що входять ЧКУ – *Swertia perennis* L., *Botrychium lunaria* (L.) Sev., *Cystopteris montana* (Lam.) Bernh. ex Desv.

П'ята популяція нараховує 16 особини (рис. 3), які зростають невеликими розрідженими групами по 2 – 4 особини, площа ділянки 9 м<sup>2</sup>. Вид входить до складу формації *Calliergonelletum cuspidata*, що утворює асоціацію *Calliergonella cuspidata* + *Carex nigra*. Проективне покриття рослинного покриву 15%, моховий становить - 100%. Домінантом у асоціації виступає *Calliergonella cuspidata* - 90%. До складу деревостану входять *Alnus glutinosa* (L.) Gaerth., проективне покриття яких становить менше 1%. До складу травостою входять *Caltha palustris* L., *Equisetum arvense* L., *Viola declinata* Waldst. et Kit., *Agrostis tenuis* L., *Poa pratensis* L., проективне покриття яких становить менше 1%, а також такі червонокнижні види як *Swertia perennis* L., *Ligularia bucovinensis* Nakai., *Botrychium lunaria* (L.) Sev.

Шоста ценопопуляція налічує 38 особин *P. alpina* L. (рис. 3), які зростають поодинокі і групами по 2 – 15 рослин, площа дослідженої ділянки 9 м<sup>2</sup>. Вид входить до складу формації *Calliergonelletum cuspidata*, що утворює асоціацію *Calliergonella cuspidata* + *Carex nigra*. Проективне покриття рослинного покриву 35%. Моховий покрив становить 90%. Домінантом у асоціації виступає *Calliergonella cuspidata* - 90%. До складу травостану входять такі види: *Juncus autus* L., *Equisetum arvense* L., *Briza media* L., *Trifolium pratense* L., *Viola declinata* Waldst. et Kit., *Prunella vulgaris* L., проективне покриття яких становить менше 1%. Види, що входять ЧКУ – *Ligularia bucovinensis* Nakai., *Dactylorhiza majalis* (Rchb.) P. F.Hunt&Summerh, *Gymnadenia conopsea* (L.) R. Br., *Swertia perennis* L.

Проведені дослідження показали, що територія має наукову, природоохоронну, естетичну цінності. Висока заболоченість, віддаленість території, низька родючість ґрунтів частково обмежили антропогенний вплив на територію урочища «Білий Потік». Негативний вплив на природне самовідновлення популяцій *Pinguicula alpina* L. має проникнення худоби на територію місцезростань виду, внаслідок чого пошкоджуються дорослі особини в межах популяцій. Ці окремі популяції є дуже унікальними і потребують дбалої охорони. Тому, після визначення статусу популяції, тенденцій і причин, які можуть загрожувати існуванню виду, на протязі 2014 р. на території НПП "Черемоський" будуть впроваджуватись природоохоронні заходи, які мають посприяти відновленню даних популяцій. Для збереження *Pinguicula alpina* L., а також інших рідкісних червонокнижних видів в межах комплексної

пам'ятки природи "Білий потік" передбачається зведення огорожі, внаслідок чого буде збережено вагому кількість генеративних особин, що підвищить можливість достатнього самовідтворення популяцій виду.

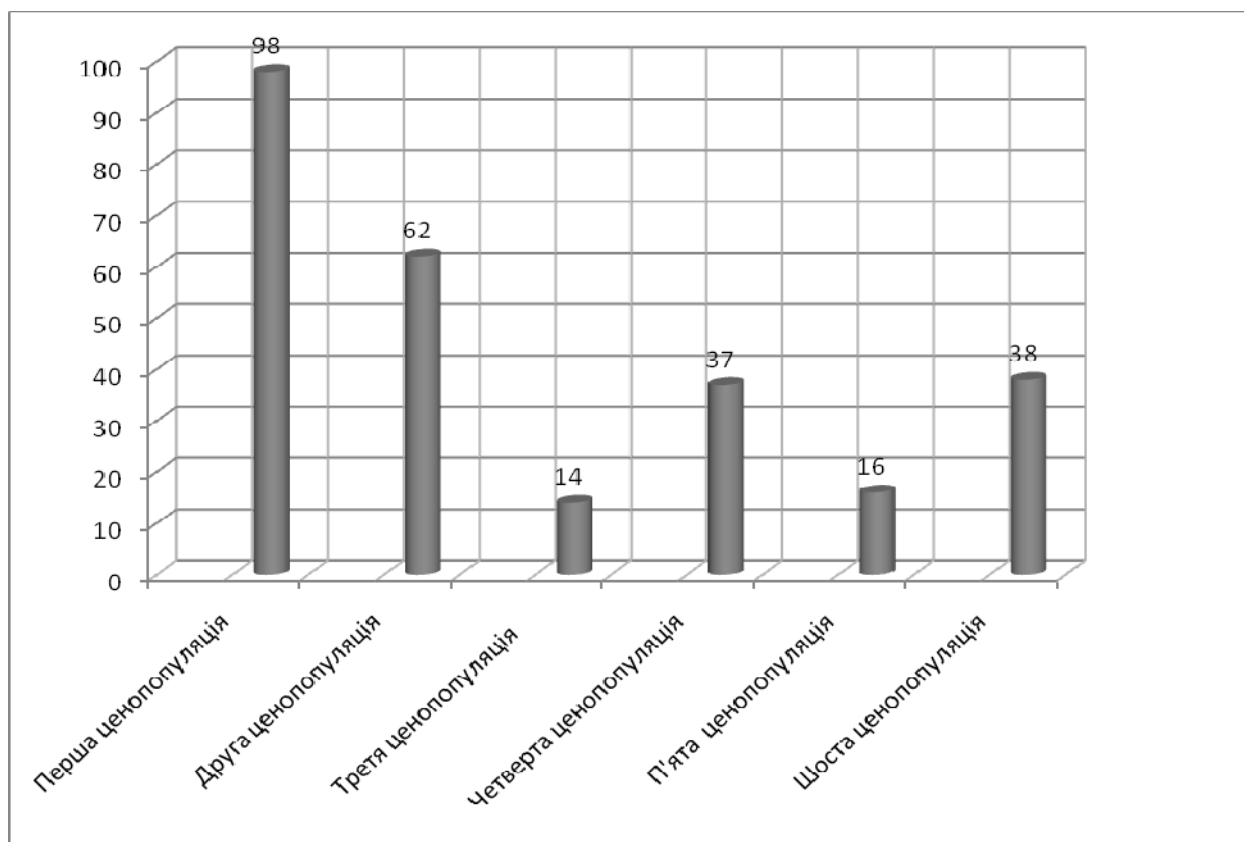


Рисунок 3. Динаміка чисельності *Pinguicula alpina* L.

Збереження ценопопуляцій *Pinguicula alpina* L. можливе шляхом постійного екомоніторингу. Здійснення системного моніторингу за станом ценопопуляцій, дасть можливість встановити адаптивну здатність та ступінь стійкості видів, визначити фактори, які впливають на динаміку чисельності та структуру популяцій, з метою їх ефективного збереження. Моніторинг за станом популяцій *Pinguicula alpina* L. дасть можливість визначити розмір життєздатності популяцій, темпів приросту або коефіцієнтів розмноження і виживання, дозволить покращити умови мешкання і відновити ареали рідкісних видів рослинного світу.

#### БІБЛІОГРАФІЯ

1. Андрієнко Т. Л. Комахоїдні рослини України. – К.:Альтерпрес, 2010. – 80с.
2. Дарвін Ч. Насекомоядныерастения // Собрание сочинений Чарльза Дарвина. Т. 4, Ч. 2. - М., 1908. - С. 145-154.
3. Малиновський К. А. Популяційна біологія рослин: її цілі, завдання та методи / К. А. Малиновський // Укр. ботан. журн. – 1986. – 43, 4. – С. 5-12.
4. Чорней І. І., Буджак В. В., Андрієнко Т. Л. Болота Буковинських Карпат // Ботан. журн. – 2008. – 65, №2. – С. 180-188.
5. Червона книга Української РСР. – К.: Наукова думка, 1980. – 504 с.
6. Червона книга України. Рослинний світ./ Редкол.: Ю. Р. Шеляг-Сосонко (відп. ред.) та ін.- К.: „Українська енциклопедія” ім. М.П. Бажана, 1996. – 608 с

# ФОРМУВАННЯ ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНИХ ОСНОВ ОЦІНЮВАННЯ ТРАНСФОРМАЦІЇ АГРАРНОГО ЗЕМЛЕКОРИСТУВАННЯ ЗОНИ ПОЛІССЯ УКРАЇНИ

*Скрипчук П.М., Трохлюк Т.М.*

Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне  
skripchukpm@mail.ru, Tanynj@yandex.ru

Ситуація в аграрному природокористуванні характеризується низкою соціо-еколого-економічних процесів як з негативними для економіки так із позитивними наслідками для навколишнього природного середовища ефектами. Об'єктивні фактори відсутності дієвого державного регулювання через стратегію розвитку АПК та низку відповідних законодавчо-нормативних документів призвели до: втрати єдиної системи природокористування на осушуваних меліорованих землях; оренди, приватизації, перепрофілювання використання сільськогосподарських земель; зменшення родючості та забруднення внаслідок безгосподарного землекористування; зменшення площ під посівами сільськогосподарських культур; природного заліснення та залуження земель; організації виробництва екологічно безпечної та органічної продукції тощо.

На сьогодні особливо гостро стоїть проблема з дерново-підзолистими, пісчаними землями та осушувальними системами Полісся України, більшість яких побудовані у 1960 - 1980 роках і зараз функціонують на так званій „стадії старіння”. Для цього періоду притаманні відмова технічних складових меліоративних систем та інтенсивний розвиток деградаційних процесів на осушуваних територіях. Цей регіон займає 24,9% території України і є важливим центром сільськогосподарського виробництва, де розмішено біля 16,7% ріллі, 30,3% сінокосів та пасовищ. Тривалий період інтенсивного сільськогосподарського освоєння супроводжувався підвищенням ступеня розораності території та долі просапних культур в складі сівозмін [2, 17, 19, 20, 21, 22, 23]. Тому включення до складу сільськогосподарських угідь ґрунтів з невисокою природною родючістю та низькою екологічною стійкістю до 1990 років, радіоактивне забруднення, зміна форм господарювання, відсутність належної експлуатації меліоративних систем на протязі останніх 20 років призвели до погіршення якості ґрунтів та сільськогосподарської продукції, ренатуризації сільськогосподарських ландшафтів у природні та як результат зміну вартості земель у «новому» статусі.

З економічної та соціальної точок зору низькі показники продуктивності осушуваних земель не можуть задовольняти потреб економіки країни на сучасному етапі. Необхідні радикальні зміни в інформаційному та науковому супроводі сільськогосподарського використання осушуваних земель, які поряд з економічними перетвореннями дозволили б максимально ефективно керувати станом, продуктивністю та екологічною стійкістю осушуваних земель, використовувати осушувальні сільськогосподарські угіддя з дотриманням необхідних природоохоронних норм.

Вагомий внесок у розвиток наукових розробок оцінювання земель в аграрному природокористуванні зробили Горларчук В.В., Добряк Д.С., Тихонов А.Г., Гребенюк Н.В., Веремєєнко С.І., Трускавецький Р.С., Тараріко О.Г., Тараріко Ю.О. та інші вчені. Дослідженням питань вартості землі та її оцінювання займалися: Дехтяренко Ю.Ф., Євсюков Т.О, Ковалишин О.Ф., Кулініч В.В., Кучер О.О., Михасюк І.Р., Ступень М.Г., Третяк А.М., Федоров М.М. та ін. Вони досліджували використання визнаних світовою практикою методичних підходів до оцінки земель, та наголошують, що беззастережно застосовувати їх не можна, бо в Україні на сьогодні ще не сформований ринок сільськогосподарських земель. У зв'язку із цим існує потреба наукових досліджень щодо достовірної оцінки земель сільськогосподарських підприємств, яка дасть змогу підвищувати ефективність функціонування господарюючих суб'єктів аграрної сфери. Оцінювання стану, прогнозування й оптимізація управління водорегулюванням осушуваних земель знайшла розвиток у працях

Лазарчука М.О., Рокочинського А.М., Кожушка Л.Ф., Черенкова А.В., Мошинського В.С. та інших вчених [2, 4, 5, 11, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23]. Проте питання формування еколого-економічних основ оцінювання трансформації аграрного землекористування в умовах Поліської зони вивчено недостатньо та не набуло ознак методики, наукових розробок із трансформації землекористування й моделювання.

Метою статі є формування методичних підходів до оцінювання вартості земель та доцільності залуження й збереження природного заліснення з врахуванням соціо-еколого-економічних процесів в державі та зарубіжного досвіду.

Системний аналіз наукових підходів до вивчення проблем землекористування в цілому, оцінювання стану і динаміки природно-антропогенних процесів, що відбуваються в зоні Полісся України, врахування соціо-еколого-економічних аспектів й наслідків землекористування дозволило проаналізувати наукові розробки та, як результат запропонувати систематизацію і класифікацію щодо оцінювання вартості земель:

1. Ландшафтний підхід у якому основні наукові положення розкривають:

- зміну ландшафтів як в кількісному так і в якісному відображенні: Адаменко О.М., Гродзинський М.Д., Тищенко П.Г., Гриб Й.В., Алексеєнко В.А., Коренюк П.І., Коваленко П.І., Кочуров Б.І., Климина Є.М., Климахіна О., Ісаєва С.Д. та ін. Такі вчені розглядали стійкість геосистем, а також екологічну безпеку при меліорації земель, методичні аспекти використання ландшафтних кадастрів, кількісних і якісних характеристик земельних, водних, лісових ресурсів тощо [2, 4, 5, 7, 9, 10, 19, 20, 21];

2. Екосистемний підхід:

- Зимофец Б.А., Зейдельман Ф.Р., Панкова Е.І., Бойко С.В. розглядають екологічну концепцію меліорації ґрунтів, яка в сучасних умовах може бути ефективною, якщо меліоративні заходи реалізуються на основі ландшафтно-геохімічного принципів меліорації, адаптивного застосування комплексних заходів, направлених на покращення властивостей і режимів земель, безумовної економічної зацікавленості і відповідної підготовки землекористувача [17, 19, 20, 21];

- Гроховська Ю. Р., Сондак В.В., Гриб Й.В. які розглядають питання гідроекології у зв'язку із станом поверхневих водних ресурсів в тому числі й на осушуваних землях [4];

- Biodiversity indicators for European farming systems. Проект BioBio сьомої рамкової програми EU FP7, результати якого передбачають обґрунтування системи індикаторів для оцінювання переваг органічної та низько витратної систем землеробства й збереження біорізноманітності агроландшафтів [1];

3. Інтегрований підхід через систематизацію обробку різнопланової інформації та її використання через інтегральні коефіцієнти:

- Рибалов О.О., розробив методичні підходи для ранжування проблемних екологічних ситуацій в умовах техногенного навантаження на навколишнє середовище через індекс інтенсивності техногенного навантаження на локальну територію в порівнянні з її середньостатистичним (регіональним) рівнем;

- Ємець М.А., Мажаров М.В., запропонували сучасні підхід до екологічного нормування та оцінки екологічної безпеки навколишнього середовища на основі інтегральних показників, який полягає у послідовному агрегуванні показників якості довкілля. Методи комплексної економічної оцінки регіонального розвитку, запропоновані Стеченко Д.М. можна використовувати в екологічному аудиті та базуються на загальному показнику рівня економічного розвитку регіонів [16];

- коефіцієнт відтворення земель, індекси щодо використання земель не за призначенням, та неправильної експлуатації тощо наведені в роботах Гринчуцького В.І., Мельник О.М. [15].

4. Конструктивний підхід до питань функціонування меліоративних систем та стану землекористування:

- Каткявичюс Л., Кинчюс Л., Жалтаускас І., Кудакас В. пропонують методику визначення рівня технічного стану меліоративних систем, в залежності від строку

експлуатації і відношення деградованих систем від загальної площі осушення або від ступеня їх пошкоджень. Костриченко В.М., Красовська Ю.В., розробили рекомендації із вдосконалення методики економічного обґрунтування проектів осушувальних меліорацій, зокрема з точки зору врахування еколого-економічного ризику [8];

- Ступень М.Г., Малащук О.С. запропонували критерії і показники природно-антропогенних ризиків землекористування: бали ризику, природні та антропогенні ризики. Проте автори не використовують при оцінці землекористування такі фактори як не використання земель та природне заліснення, збільшення кислотності та ін. [12];

- практичні аспекти трансформації меліорованих ландшафтів, земель через коефіцієнти біоіндикації рослинності, що засвідчують зміну як водного режиму так і фізико-хімічних показників стану ґрунтів (роботи Володимирець В.О., Рибак В.В.) [18];

- трансформація земельних угідь відбувається у процесі аграрної реформи спрямована на зміну форм власності та господарювання на землі та й більш раціональне використання земельних ресурсів, збереження родючості ґрунтів і забезпечення належної охорони земель [14] та ін. Природна трансформація здатна прискорюватися, сповільнюватися або змінювати свій напрямок розвитку під впливом господарської діяльності людини. У результаті природних трансформацій змінюється якісний склад конкретних земельних ділянок.

#### 4. Інноваційний або соціо-еколого-економічний підхід:

- економічна ефективність землекористування у сільськогосподарських підприємствах з точки зору земледохідності й податкової складової її регулювання базується лише на врожайності культур та не враховують, на нашу думку, саме трансформацію земель у в угіддя які повністю не використовуються, піддаються заболоченню, різним видам ерозії, або заростають природним способом лісом [3, 13, 11, 17, 18, 21];

- для процедури ЕА доцільно використовувати механізм еколого-господарського балансу території запропонованого Шевчуком В.Я., Саталкіним Ю.М., Білявським Г.О., сутність якого зводиться до збалансованого співвідношення різних видів антропогенної діяльності, та різних груп населення на території з урахуванням потенційних можливостей природи, що забезпечує відновлення природних ресурсів і не викликає негативних екологічних змін та наслідків [6];

- екологічний аудит, як процедура комплексного аналізу, виходячи з його цілей, задач методології проведення, яку доцільно використовувати щодо методик, нормативів, процедур окремих складових об'єктів аудиту, а також з'ясовувати вплив на більші за рангом території. У сучасних умовах доцільно використовувати для процедур екологічного аудиту теоретичні і практичні доробки щодо антропогенного навантаження практично на всі компоненти довкілля які зазначають змін і перетворень [11, 18];

- методику проведення екологічного аудиту осушуваних сільськогосподарських земель запропонували Скрипчук П.М., Рибак В.В., яка включає комплексне дослідження як екологічних, економічних, соціальних показників як території адміністративного району так і аналітичні дані до конкретного поля та об'єкту навколишнього природного середовища. Методика передбачає вивчення й аналіз історичних аспектів трансформації ландшафтів, надає можливість формувати рекомендації із соціо-еколого-економічного використання осушуваних сільськогосподарських земель. Дослідники використовують такі показники як: кількісна оцінка екологічної стійкості ландшафту, рівень синантропізації й трансформації рослинності, якісна оцінка екологічної стійкості ландшафту, коефіцієнт антропогенної перетвореності, інтегральний коефіцієнт екологічного стану території, сумарний коефіцієнт техногенного забруднення ґрунтів, інтегральні показники, аналітичні й статистичні дані, геоінформаційні технології, дані про зміни клімату й агрохімічної паспортизації за максимальні терміни спостережень тощо [11, 18];

- еколого-економічні засади реформування системи лісового господарства розроблені у працях Бондарчук Г.В., Лаврова В.В., Кравця П.В., Лакиди П.І., Фурдичка О.І., Шершуна М.Х., Колосюка О.М., Дубаса Р.Г. та передбачають необхідність реалізації системного підходу до аграрного та лісотористування, вилучення рентного доходу через

оплату за землю, що наведено, наприклад, у [24];

- аспекти потенційного використання лісів природного поновлення на сільськогосподарських землях під «кіотські» ліси та ще й з можливістю у рамках міжнародного фінансування для лісонасаджень у контексті схем «зелених» інвестицій та проектів спільного впровадження. Також наразі є потенціал переробки великої кількості малого кругляку (зокрема із природно відновлених лісів) або продажу його на внутрішньому ринку у якості альтернативи викопним видам палива або переробки на пелети.

При цьому не достатньо розробленими є комплексна економічна оцінка територій зокрема щодо немонетарних цінностей лісових масивів різного роду походження та форм використання й господарювання (наприклад, регулювання водокористування, захист ґрунтів і боротьба з ерозією, збереження біорізноманіття і запаси вуглецю тощо) разом з доглядом за ландшафтами, можливостями дозвілля та відпочинку, вірогідно, коштуватимуть принаймні вдвічі більше, ніж заготовлена деревина (за різними даними про лісове господарство).

Систематизація науково-методичних підходів дозволила зробити висновок проте, що наразі дієвим інструментом оцінювання трансформації землекористування є екологічний аудит який необхідно розглядати як еколого-економічний інструмент управління в цілому територіально-господарськими утвореннями та за окремими задачами – об'єктів навколишнього природного середовища, в тому числі, й аграрного природокористування, а саме: створення і використання законодавчо-нормативного, інформаційного забезпечення; передумови розробки методик оптимізації землекористування (вирощування енергетичних та (або) сільськогосподарських культур, залуження, природне заліснення, природна ренатуризація меліорованих земель, поновлення об'єктів водно-болотного фонду, стабілізуючі ландшафти тощо); створення організацій та ринкових структур, що надають послуги з експертної оцінки об'єктів довкілля та створюють інформаційні бази; напрацювання еколого-економічних механізмів управління територіями на основі програм і проектів, що забезпечують оптимальні рішення в економіці та екології. Отже, процедури комплексного аудиту та подальшої екологічної сертифікації необхідні для: створення „прозорої” бази даних про екологічну, соціальну, економічну, інвестиційну ситуацію на сайтах регіональних структур; попередження (екологічний аудит і експертиза), що має на меті не допустити реалізацію проектів і програм, які можуть призвести до негативного впливу на навколишнє природне середовище; блок ліцензування (видача дозволів на виконання робіт з природними ресурсами, використання територій з певною метою); блок обов'язкової та добровільної сертифікації, що визначає ступінь відповідності реалізованих видів діяльності вимогами природоохоронного та іншого законодавства.

Тому подальші дослідження варто спрямувати на розвиток екологічного аудиту соціо-еколого-економічних чинників, що зумовлюють причини та напрями трансформації земельних угідь, методи оцінки ефективності їх подальшого використання за єдиним науково-методологічним напрямом – сталого розвитку територіально-адміністративних одиниць та за окремими завданнями й об'єктів навколишнього природного середовища. Розрахунок інноваційно-інвестиційних проектів у галузі АПК у зоні Полісся проводити із використанням методики розрахунку основних фінансових критеріїв, врахування, наприклад: збитків від не внесення органічних добрив за попередні роки, не дотримання сівозмін (залуження, вирощування сидератів), вартості експлуатації меліоративної системи (збитків завданих меліоративній мережі внаслідок не виконання робіт із експлуатації, регулювання стоку, які мають як негативний економічний та екологічно позитивний ефекти тощо).

## БІБЛІОГРАФІЯ

1. Agroscope Reckenholz-tanikon ART Reckenholzstrasse 191 CH-8046, Switzerland e-mail: felix.herzog@art.admin.ch www.biobio-indicator.org

2. Веремеєнко С.І. Еволюція та управління продуктивністю ґрунтів Полісся України: (Монографія) / С.І. Веремеєнко; - Надстир'я, Луцьк:1997.-314 с.



3. Гнаткович О. Вдосконалення оцінки земель як чинник підвищення ефективності сільськогосподарського підприємництва. Економічний аналіз. 2011 рік. Випуск 9. Частина 2. С. 103-105.
4. Гриб Й.В. Відновна гідроекологія порушених річкових та озерних систем (гідрохімія, гідробіологія, гідрологія, управління)/Й.В. Гриб, М.О. Клименко, В.В. Сондак // Рівне.: Волинські обереги, 1999. – Т.1. – 348с.
5. Гродзинский М.Д. Ландшафтно-экологический анализ в мелиоративном природопользовании / М.Д. Гродзинский, П.Г. Шищенко– К.: Либідь, 1993. - 224с.
6. Екологічне управління: підручник / [В.Я. Шевчук, Ю.М. Саталкін, Г.О. Білявський та ін.]. – К.: Либідь, 2004. – 432с.
7. Ісаєва С.Д. Стійкість геосистем і оцінка екологічної небезпеки при мелиоративній і водогосподарській взаємодії // Водогосподарське будівництво. 2002р. - № 4. - С.15-18.
8. Каткявичюс Л. Методика определения технического состояния мелиоративных систем в Литве/ Л. Каткявичюс, Л. Кинчюс, И. Жалтаускас, В. Кудакас // Вісник Українського державного університету водного господарства та природокористування (ч. 2): зб. наук. праць. – Рівне, НУВГП, 2002. – Вип. 5 (18). - С.47-54.
9. Климина Є.М. Разработка ландшафтного кадастра: методические аспекты // География и природные ресурсы. - 1998г. - № 2 - с.137-141.
10. Климахіна О. Методика оцінки економічного потенціалу регіону // Економіка України. - 2005р. - № 8. - С.38 – 42.
11. Кожушко Л.Ф., Скрипчук П.М., Ліхо О.А. та ін. Науково-практичні основи екологічного менеджменту осушуваних земель Українського Полісся. Монографія. Рівне: Редакційно-видавничий відділ НУВГП, 2007. - 134 с.
12. Малашук О.С. Економіко-просторові засади раціоналізації землекористування. Автореф. дис. ... кандидата екон. наук / НУБіП, Київ. – 2011. – 20 с.
13. Кириленко І. Г. Актуальні питання ринку земель сільськогосподарського призначення / І. Г. Кириленко // Економіка АПК. – 2009. – № 3. – С. 44–46.
14. Левада О. В. Еколого-економічний аналіз меліорації агроландшафтів [Електронний ресурс] / О.В. Левада. – Режим доступу: <http://conference.mdpu.org.ua/viewtopic.php?t=419&sid=d7490ebb6d79816685984fce47d9a83>
15. Мельник О.М. Фінансово-економічний механізм відтворення земельних ресурсів сільськогосподарського призначення. Автореф. дис. ... кандидата екон. наук / НУВГП, Рівне. – 2009. – 20 с.
16. Методичні підходи до вибору та обґрунтування критеріїв та показників сталого розвитку різних ландшафтних регіонів України / [А.Г. Шапар, В.Б. Хазан, М.В. Мажаров та ін.] - Дніпропетровськ: ІППЕ НАН України, 1999. - 88с.
17. Мошинський В.С. Методи управління продуктивністю та екологічною стійкістю осушувальних земель: (Монографія) / Мошинський В.С. – Рівне: НУВГП, 2005. - 250с.
18. Скрипчук П.М., Бондар О.І., Рибак В.В. Оцінка екологічної безпеки осушуваних сільськогосподарських земель. Монографія. – Рівне: НУВГП, 2009. – 334 с.
19. Сучасний стан, основні проблеми водних меліорацій та шляхи їх вирішення // За ред. П.І.Коваленка. - К.: Аграрна наука, 2001. - С. 140-209.
20. Тарарико Ю.А. Формирования устойчивых агроэкосистем / Ю.А. Тарарико. – К.: ДИА, 2007. – 560 с.
21. Трускавецький Р.С. Агроекологічний стан ґрунтів //Вісник аграрної науки. - 2000р. - №8. - С.61-64.
22. Фроленкова Н.А. Еколого-економічне оцінювання в управлінні меліоративними проектами: Монографія / Фроленкова Н.А., Кожушко Л.Ф., Рокочинський А.М. - Рівне: НУВГП, 2007.- 257 с.
23. Шалай С.В., Рокочинський А.М. Оцінка продуктивності осушуваних земель за довготерміновим прогнозом.: Монографія. – Рівне: НУВГП, 2011. - 149 с.

24. Шершун М.Х. Еколого-економічні засади реформування системи лісового господарства України. Автореф. дис. ... доктора екон. наук / Луцький націон. техн. університет, Луцьк. – 2013. – 40 с.

## КЛАСИФІКАЦІЯ ЧОРНОВІЛЬХОВИХ БОЛІТ ПІВНІЧНОГО ПРИЧОРНОМОР'Я

*Соломаха І.В.*

Український фітосоціологічний центр, м. Київ  
i\_solo@ukr.net

Угруповання вільхових боліт у Північному Причорномор'ї України – а це південь степової зони – відзначені лише в пониззі Дніпра (47 описів): у блюдцях-колках Нижньодніпровської арили (29 описів 1999-2000 рр. І.В. Соломахи і О.Ю. Уманець, 10 описів 2008 р. І.І. Мойсієнка та 3 описи 2010 р. І.І. Мойсієнка, І.В. Соломахи і Є.О. Воробйова) та в його гирловій області – 6 описів [10]. Їх видовий склад збіднений, порівняно з вільшинами лісової зони, та містить деякі види, властиві тополево-вербовим лісам, нітрифікованим гігрофільним угрупованням і прибережно-водній рослинності, що й знайшло відображення у попередньому виділенні нової асоціації та союзу, які ще потребують валідизації згідно Кодексу фітосоціологічної номенклатури [12]. З української частини дельти Дунаю вільхові болота невідомі [5, 6], але з румунської сторони вони наводяться [11] як нова асоціація. Вона, очевидно, належить до пропонованого тут союзу.

Характеристика синтаксонів чорновільхових боліт Північного Причорномор'я

Клас *Alnetea glutinosae* Br.-Bl. et R. Tx. ex ex Westhoff et al. 1946

Порядок *Alnetalia glutinosae* R. Tx. 1937

Діагностичні види (регіональні): *Alnus glutinosa*, *Salix cinerea*, *Frangula alnus*, *Humulus lupulus*, *Solanum dulcamara*, *Carex riparia*, *C. elata*, *C. pseudocyperus*, *C. acutiformis*, *C. cespitosa*, *Phragmites australis*, *Iris pseudacorus*, *Stachys palustris*, *Lycopus europaeus*, *Lysimachia vulgaris*, *Lythrum salicaria*, *Galium palustre*, *Caltha palustris*, *Urtica dioica* s.l., *Symphytum officinale*, *Myosoton aquaticum*, *Thelypteris palustris*.

Союз *Sio latifolii-Alnion glutinosae* all. nova prov. (див. таблицю)

Номенклатурний тип: Асоціація *Sio latifolii-Alnetum glutinosae* ass. nova. prov.

Діагностичні види: *Salix alba*, *Sambucus nigra*, *Viburnum opulus*, *Rubus caesius*, *Humulus lupulus*, *Carex elata*, *Poa sylvicola*, *Calystegia sepium*, *Eupatorium cannabinum*, *Urtica kioviensis*, *Sium latifolium*, *Oenanthe aquatica*, *Symphytum officinale*, *Alisma plantago-aquatica*, *Stachys palustris*, *Sonchus palustris*, *S. arvensis*, *S. oleraceus*, *Myosoton aquaticum*, *Bidens tripartita*, *Lycopus exaltatus*, *Galium aparine*.

Негативні діагностичні види: *Ribes nigrum*, *Rubus idaeus*, *Carex appropinquata*, *C. elongata*, *C. vesicaria*, *Calamagrostis canescens*, *Dryopteris carthusiana*, *D. cristata*, *Athyrium filix-femina*, *Filipendula denudata*, *Menyanthes trifoliata*, *Calla palustris*, *Caltha palustris*, *Comarum palustre*, *Peucedanum palustre*, *Viola palustris*, *Naumburgia thyrsoflora*, D.s. Cl.Cl. Scheuchzerio-Caricetea fuscae R. Tx. 1937, *Molinio-Betuletea pubescentis* Pass. et Hofm. 1968.

Союз включає угруповання вільхових боліт та заболочених лісів степової та значною мірою лісостепової зон. Як видно з флористичної композиції союзу, тут випадають мезоевтрофні, ацидофільні види, що мають поширення в лісовій зоні помірного поясу (бореальні та голарктичні). Натомість краще представлені мегатрофні, стійкі до помірного засолення євразійські, західноєвразійські, європейсько-південносибірські та номадійські види за Ю.Д. Клеоповим [7].

Таким чином, новий союз вкладається в наступний зонально-едафічний ряд. Союз *Sphagno squarrosi-Alnion glutinosi* Grygora, Vorobyov et V.Solomakha 2005 (зона мішаних лісів і інтразональне Полісся) представляє мезоевтрофні слабопроточні вільхові болота на бідних кислих торфях [4]. Союз *Alnion glutinosae* Malcuit 1929 (зона широколистяних, мішаних і

південнотайгових лісів та Полісся, борові тераси Лісостепу) – евтрофні проточні та заплавні (притерасні) вільхові болота на багатих слабокислих і нейтральних торфах [4]. Союз *Sio latifolii-Alnion glutinosae* all. nova (степова та лісостепова зони) – нітрофільні, іноді заплавні, вільхові болота, збагачені мінеральними солями, на мінералізованих нейтральних і слабколужних торфових ґрунтах.

Таблиця. Синтаксони союзу *Sio latifolii-Alnion glutinosae* all. nova prov.

Зімкнутість дерев. ярусу	75	60	40	65	45	80	85
Пр. покр. чаг. і трав., %	75	70	75	45	40	70	40
Середня кількість видів	10	15	15	10	12	14	14
Кількість описів	7	8	7	7	7	9	9
Номер синтаксону	1	2	3	4	5	6	7
D.s. Ass. <i>Periploca graecae</i> - <i>Alnetum glutinosae</i>							
<i>Salix cinerea</i>	IV	I	I <sup>1</sup>	II <sup>2</sup>	I <sup>3</sup>	.	I <sup>1</sup>
<i>Periploca graeca</i>	III <sup>1</sup>	.	.	.	.	.	.
<i>Rubus caesius</i>	V <sup>2</sup>	IV <sup>1</sup>	.	I	I	.	I
<i>Symphytum officinale</i>	III	III <sup>1</sup>	I	.	.	.	.
<i>Lythrum salicaria</i>	IV	.	II	.	.	.	II
<i>Stachys palustris</i>	III	I	.	I	I	.	.
<i>Cirsium arvense</i>	II	.	.	.	.	.	.
D.s. Var. <i>Thelypteris palustris</i>							
<i>Thelypteris palustris</i>	III <sup>1</sup>	V <sup>2</sup>	.	I	.	III <sup>1</sup>	I
<i>Ranunculus lingua</i>	.	III <sup>1</sup>	.	I	.	.	.
<i>Caltha palustris</i>	.	II	.	.	.	.	I
<i>Carex cespitosa</i>	.	II	.	.	.	.	.
D.s. Var. <i>typicum</i>							
<i>Salix alba</i>	I <sup>1</sup>	.	II <sup>3</sup>	.	.	.	I
<i>Carex hirta</i>	.	.	III <sup>2</sup>	.	.	.	.
<i>Rorippa amphibia</i>	.	I	III <sup>1</sup>	I <sup>1</sup>	.	.	.
<i>Alsine media</i>	.	.	III	.	.	.	.
<i>Carduus uncinatus</i>	.	.	II <sup>1</sup>	.	.	.	.
<i>Glechoma hederacea</i>	.	.	II <sup>1</sup>	.	.	.	II
D.s. Subass. S.l.-A.g. <i>phragmitetosum australis</i>							
<i>Viburnum opulus</i>	.	II	I <sup>1</sup>	.	.	.	.
<i>Phragmites australis</i>	.	V <sup>1</sup>	III <sup>1</sup>	.	.	.	I
<i>Calystegia sepium</i>	.	IV	IV <sup>1</sup>	II	I	I	.
<i>Eupatorium cannabinum</i>	.	IV <sup>1</sup>	III <sup>1</sup>	I	II <sup>1</sup>	II	III
<i>Lycopus exaltatus</i>	.	III	IV	II <sup>1</sup>	.	II <sup>1</sup>	.
<i>Poa sylvicola</i>	.	III	IV	.	II <sup>2</sup>	.	.
<i>Galium aparine</i>	.	III	III <sup>2</sup>	.	.	.	.
<i>Sonchus arvensis</i>	.	I	II	.	.	.	I
D.s. Subass. S.l.-A.g. <i>typica</i>							
<i>Sonchus palustris</i>	.	.	.	II <sup>1</sup>	II	.	.
<i>Phalaroides arundinacea</i>	.	.	.	I	II	.	.
D.s. Subass. C.a.-A.g. <i>dryopteridosum</i>							
<i>Rubus nessensis</i>	.	.	.	.	.	IV <sup>1</sup>	.
<i>Dryopteris carthusiana</i>	.	.	.	.	.	V <sup>1</sup>	.
<i>Carex pseudocyperus</i>	.	I <sup>1</sup>	I <sup>1</sup>	I <sup>1</sup>	.	III <sup>2</sup>	.
<i>Oenanthe aquatica</i>	.	.	.	.	IV <sup>1</sup>	IV <sup>2</sup>	.
<i>Lemna minor</i>	.	.	.	.	.	IV <sup>2</sup>	I
<i>Rumex hydrolapathum</i>	I	.	.	.	.	II	.
D.s. Subass. C.a.-A.g. <i>typica</i>							
<i>Calamagrostis canescens</i>	.	.	.	.	.	.	III <sup>2</sup>

<i>Urtica dioica</i>	.	.	II	I	III <sup>1</sup>	I <sup>1</sup>	III <sup>1</sup>
<i>Persicaria hydropiper</i>	II	.	.	.	.	.	III
<i>Heracleum sibiricum</i>	.	II <sup>1</sup>	.	.	.	.	II <sup>1</sup>
<i>Agrostis stolonifera</i>	.	.	.	.	.	.	II <sup>1</sup>
<i>Carex acuta</i>	.	.	.	.	.	.	II
<i>Althaea officinalis</i>	.	.	.	.	.	.	II
<i>Typha angustifolia</i>	.	.	.	I	.	.	II
D.s. Ass. Sio latifolii-Alnetum glutinosae							
<i>Humulus lupulus</i>	.	V <sup>1</sup>	II <sup>1</sup>	III	III	I <sup>1</sup>	I
<i>Carex riparia</i>	I	IV <sup>4</sup>	III <sup>3</sup>	IV <sup>3</sup>	IV <sup>1</sup>	III <sup>2</sup>	I <sup>1</sup>
D.s. Ass. Carici acutiformis-Alnetum glutinosae							
<i>Sambucus nigra</i>	.	.	.	.	.	.	II III <sup>2</sup>
<i>Carex acutiformis</i>	.	I <sup>1</sup>	II <sup>2</sup>	.	.	.	IV <sup>2</sup> V <sup>2</sup>
<i>Lysimachia vulgaris</i>	.	III	I <sup>1</sup>	II <sup>2</sup>	III <sup>1</sup>	V	V
<i>Lycopus europaeus</i>	V <sup>1</sup>	.	.	.	V <sup>1</sup>	IV <sup>2</sup>	III
D.s. All. Sio latifolii-Alnion glutinosae							
<i>Sium latifolium</i>	II	III <sup>1</sup>	III <sup>1</sup>	III	II <sup>1</sup>	II	IV
<i>Urtica kioviensis</i>	I	III <sup>1</sup>	I <sup>4</sup>	II	I	IV <sup>2</sup>	I
<i>Bidens tripartita</i>	.	I	I	I <sup>1</sup>	I	II	II <sup>1</sup>
D.s. Cl. Alnetea glutinosae							
<i>Alnus glutinosa</i>	V <sup>5</sup>	V <sup>5</sup>	V <sup>4</sup>	V <sup>5</sup>	V <sup>4</sup>	V <sup>4</sup>	V <sup>4</sup>
<i>Frangula alnus</i>	V <sup>2</sup>	III <sup>1</sup>	.	.	II <sup>1</sup>	V <sup>1</sup>	II
<i>Solanum dulcamara</i>	V <sup>1</sup>	II	III	III	IV <sup>1</sup>	III	II
<i>Iris pseudacorus</i>	.	I <sup>1</sup>	IV <sup>1</sup>	IV <sup>1</sup>	II	III <sup>1</sup>	II
<i>Carex elata</i>	.	.	II <sup>4</sup>	III <sup>1</sup>	.	IV <sup>1</sup>	.
<i>Galium palustre</i>	.	II	I	.	I <sup>1</sup>	I	II
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	.	II	I <sup>1</sup>	II	I	.	II
<i>Myosoton aquaticum</i>	.	I	.	.	II	II	.
<i>Typha latifolia</i>	.	.	.	I <sup>2</sup>	.	II <sup>1</sup>	I

Види, які трапляються зрідка в таких синтаксонах: 1 - *Salix triandra*, *Sonchus oleraceus*, *Scutellaria galericulata*; 2 - *Fallopia dumetorum* (II), *Acer negundo*, *Euonymus europaea*, *Cucubalus baccifer*, *Dryopteris filix-mas*; 3 - *Cichorium intybus*, *Artemisia vulgaris*, *Cynodon dactylon*, *Alopecurus arundinaceus*, *Cyclachaena xanthiifolia*, *Chelidonium majus*, *Tanacetum vulgare*, *Arctium minus*, *Lactuca tatarica*, *Anisantha sterilis*, *Hordeum leporinum*, *Rumex crispus*, *Xanthium rupicola*, *Persicaria maculosa*, *Ranunculus repens*, *Geranium collinum*, *Lemna trisulca*; 4 - *Scirpus sylvaticus*, *Alopecurus arundinaceus*, *Atriplex micrantha*; 5 - *Quercus robur* (II), *Elytrigia repens* (II<sup>1</sup>), *Erigeron canadensis* (II), *Vitis sylvestris*, *Cirsium incanum*, *Epilobium hirsutum*, *Solanum nigrum*, *Rumex acetosella*, *Juncus articulatus*, *Calamagrostis epigeios*, *Galium spurium*, *Plantago maxima*, *Chenopodium album*, *Veronica anagallis-aquatica*; 6 - *Moechringia trinervia*, 7 - *Carex leporina* (II<sup>1</sup>), *Inula germanica* (II), *Rhamnus cathartica*, *Calamagrostis epigeios*, *Epilobium palustre*, *Myosotis scorpioides*, *Mentha aquatica*, *Scrophularia umbrosa*, *Sparganium erectum*, *S. emersum*, *Lysimachia nummularia*, *Cirsium alatum*, *Euphorbia virgata*, *Rorippa x anceps*, *Teucrium scordium*, *Nasturtium officinale*, *Rumex palustris*, *Scutellaria galericulata*.

Асоціація *Periploca graecae*-Alnetum glutinosae Gehu, Roman, Blanchard 1995

Діагностичні види: *Salix cinerea*, *Frangula alnus*, *Rubus caesius*, *Periploca graeca*, *Thelypteris palustris*, *Symphytum officinale*, *Lycopus europaeus*, *Lythrum salicaria*, *Stachys palustris*.

Негативні діагностичні види: *Humulus lupulus*, *Calystegia sepium*, *Eupatorium cannabinum*, *Lycopus exaltatus*, *Lysimachia vulgaris*, *Carex elata*, *C. acutiformis*, *Iris pseudacorus*, *Galium palustre*.

Асоціація описана з біосферного резервату румунської частини дельти Дунаю [11].

Асоціація *Sio latifolii*-Alnetum glutinosae ass. nova prov.

Діагностичні види: *Salix cinerea*, *Humulus lupulus*, *Carex riparia* (dom.), *Sium latifolium*, *Urtica kioviensis*, *Poa sylvicola*, *Sonchus palustris*.

Асоціація приурочена до Кардашинського болота, а також до прибережних ділянок Нижньодніпровської арени біля Дніпра і Дніпро-Бузького лиману (саги, оводнені колки, що часто затоплюються, іноді солонуватою водою) з мулисто-торфовими ґрунтами.

Підасоціація S.l.-A.g. *phragmitetosum australis* subass. nova prov.

Діагностичні види: *Viburnum opulus*, *Phragmites australis*, *Carex acutiformis*, *Eupatorium cannabinum*, *Calystegia sepium*, *Lycopus exaltatus*, *Poa sylvicola*, *Galium aparine*, *Sonchus arvensis*, *Urtica kioviensis*.

Підасоціацію відзначено в Херсонській обл. біля м. Гола Пристань, в околицях с. Велика та Мала Кардашинка, зрідка біля с. Чуланівка, по торфовим вільховим болотам та окремим колкам, затоплення яких іноді тримається до середини літа. Мікрорельєф слабо виражений. Варіант *Thelypteris palustris* (діагностичні види: *Rubus caesius*, *Frangula alnus*, *Humulus lupulus*, *Thelypteris palustris*, *Carex riparia* (dom.), *C. cespitosa*, *Phragmites australis*, *Urtica kioviensis*, *Ranunculus lingua*, *Caltha palustris*, *Eupatorium cannabinum*, *Fallopia dumetorum*, *Heraclеum sibiricum*, *Symphytum officinale*) трапляється у менш зволжених екотопах з густим деревостаном. Варіант *tyricum* (діагностичні види: *Salix alba*, *Carex elata*, *C. acutiformis*, *C. hirta*, *Iris pseudacorus*, *Glechoma hederacea*, *Lythrum salicaria*, *Rorippa amphibia*, *Alsine media*, *Carduus uncinatus*) характерний мокрими або затопленими ґрунтами.

Підасоціація S.l.-A.g. *typica* subass. nova prov.

Діагностичні види: *Sonchus palustris*, *Phalaroides arundinacea*.

Підасоціація поширена в Херсонській та Миколаївській обл. по торфовим вільховим болотам Нижньодніпровської арени з періодичним чи практично постійним затопленням. Варіант *tyricum* (діагностичні види: *Carex riparia* (dom.), *C. elata*, *Iris pseudacorus*) відзначено переважно в Херсонській обл., в околицях с. Велика Кардашинка, а також в Миколаївській обл. (РЛП «Кінбурнська коса», урочище «Комендантське»; ділянка Чорноморського біосферного заповідника «Волижин ліс») по торфовим досить густим вільховим болотам, іноді трохи підсоленим. Мікрорельєф, як правило, виражений – вільха формує навколо себе п'єдестали, між якими навіть влітку стоїть вода, а залиті місця досить часто вкриває ряска. Варіант *Lycopus europaeus* (діагностичні види: *Lycopus europaeus*, *Oenanthe aquatica*, *Urtica dioica*) відзначено в Миколаївській обл. (Кінбурнська коса, ділянка ЧБЗ «Волижин ліс») по досить зрідженим вільховим болотам, на схилах навколо підсихаючих вільхових боліт та в перезволжених вільхових лісах. Мікрорельєф, як правило, невиражений, періодично відбувається затоплення, але до середини літа вода спадає, після чого мокрий ґрунт буває вкритий ряскою.

Асоціація *Carici acutiformis-Alnetum glutinosae* Scamoni 1935

Діагностичні види: *Frangula alnus*, *Sambucus nigra*, *Carex acutiformis* (dom.), *Lysimachia vulgaris*, *Lycopus europaeus*.

Асоціація поширена в дельті та по колишніх затоках (сагах) нижнього Дніпра, де, крім весняної повені, спостерігається цілорічно високий рівень зволоження. Більш характерна для Лісостепу, внаслідок осушувальної меліорації та викликаної нею мінералізації боліт поширюється і на Поліссі. Ми попередньо відносимо асоціацію до провізорного союзу *Sio latifolii-Alnion glutinosae*, бо і в Лісостепу, і на Поліссі в ній спостерігається брак типових видів вільхових боліт союзу *Alnion glutinosae* [9], натомість досить рясні більш вимогливі до мінерального живлення види нового союзу [1, 2, 3, 8].

Підасоціація C.a.-A.g. *dryopteridosum carthusianaе* subass. nova prov.

Діагностичні види: *Rubus nessensis*, *Dryopteris carthusiana*, *Thelypteris palustris*, *Carex pseudocyperus*, *C. elata*, *C. riparia*, *Oenanthe aquatica*, *Urtica kioviensis*, *Rumex hydrolapathum*, *Lemna minor*.

Підасоціацію відзначено на тінистих, переважно цілорічно затоплених вільхових болотах в урочищі «Ковалівська сага» (Миколаївська обл., Очаківський р-н, РЛП «Кінбурнська коса»). Значне зволоження та затінення формують прохолодний вологий

мікроклімат, який сприяє зростанню видів з більш північним поширенням – *Rubus nessensis*, *Frangula alnus*, *Dryopteris carthusiana*, *Carex pseudocyperus*, *C. elata*.

#### Підасоціація С.а.-А.г. typica

Діагностичні види: *Carex acuta*, *Typha angustifolia*, *Persicaria hydropiper*, *Althaea officinalis*, *Inula germanica*, *Glechoma hederacea*.

Підасоціація в типовому варіанті наводиться за Т.Б. Чинкіною [10] з передгірлової та гірлової областей плавнів Дніпра, де через зниження рівня води, вирубування та насадження *Salix alba* значно скоротила площу поширення і деградувала. Внаслідок сильного пасквального навантаження з ранньої весни наростає дигресія, яка сягає I ступеня, продовжується нерегульоване вирубування вільхи. Угруповання займають молоді ділянки в заболочених зниженнях на окраїнах островів з надлишковим зволоженням, торф'янисто-лучноболотними та алювіально-піщаними дерновими ґрунтами. Заливаються водою під час повені та нагінних явищ. Межують з асоціацією *Caricetum acutiformis*. Молоді угруповання характеризуються нерівномірно мозаїчною структурою, вираженим мікрорельєфом (купини підтримуються за рахунок сильного випасу), старі – рівномірно дифузною. Варіант С.а.-А.г. t. *Calamagrostis canescens* (діагностичні види: *Calamagrostis canescens* (dom.), *Agrostis stolonifera*, *Carex leporina*, *Urtica dioica*) відзначений в Миколаївській обл., Очаківському р-ні, РЛП «Кінбурнська коса», урочищі «Комендантське», у вільховій колці.

Хоча за кількістю созофітів вільхові болота Північного Причорномор'я не становлять особливої цінності, в аутфітосозологічному аспекті актуально, що саме в них оптимум поширення має характерний вид нового союзу *Sio latifolii-Alnion glutinosae* – *Urtica kioviensis*, занесена до Європейського Червоного списку. Місцевий статус охорони в Миколаївській та Херсонській обл. має *Vitis sylvestris*, який зрідка трапляється у вільшинах. Переважно в цих екотопах за південною межею ареалу зростає значна кількість регіонально рідкісних бореальних видів. З позицій синфітосозологічних на державну охорону заслуговує асоціація вільхових боліт степової зони *Sio latifolii-Alnetum glutinosae*, яка займає дуже обмежені площі. На місцевому рівні охорони потребує асоціація *Carici acutiformis-Alnetum glutinosae*. Значна частина вільхових боліт регіону, особливо асоціація *Carici acutiformis-Alnetum glutinosae*, вже охороняється в РЛП «Кінбурнська коса» та на ділянці «Волижин ліс» ЧБЗ. Созологічно більш цінна асоціація *Carici ripariae-Alnetum glutinosae* охороною охоплена далеко не повністю, зокрема одна з двох її підасоціацій – більш оводнена С.г.-А.г. *phragmitetosum australis*, яка має значно вище видове багатство, не охороняється взагалі. Не виключене знаходження румунської асоціації *Periploco graecae-Alnetum glutinosae* в пониззі Дунаю – в такому випадку вона підлягатиме повній охороні. Вільхові болота пониззя Дніпра дуже залежні від рівня та якості його води, загрозу їм становить також перевипас та рубки. Тому необхідне включення всіх без виключення їх ділянок до природно-заповідного фонду з проведенням гідрологічного та біотичного моніторингу.

#### БІБЛІОГРАФІЯ

1. Байрак О.М., Дідух Я.П. Гігрофільна рослинність Полтавської рівнини // Укр. фітоцен. зб. Сер. А. – 1996. – вип. 2. – С. 37-43.
2. Гальченко Н.П. Регіональний ландшафтний парк «Кременчуцькі плавні». Рослинний світ. – К.: Фітосоціоцентр, 2006. – (Природно-заповідні території України. Рослинний світ. Вип. 5) – 176 с.
3. Гомля Л.М. Рослинність долини річки Хорол // Укр. фітоцен. зб. – К.: Фітосоціоцентр, 2005. – Сер. А, вип. 1(22). – 187 с.
4. Григора І.М., Воробйов Є.О., Соломаха В.А. Лісові болота Українського Полісся (походження, динаміка, класифікація рослинності). – К.: Фітосоціоцентр, 2005. – 409 с.
5. Дубина Д.В., Шеляг-Сосонко Ю.Р., Жмуд О.І., Жмуд М.Є., Дворецький Т.В., Тимошенко П.А. Дунайський біосферний заповідник. Рослинний світ. – К.: Фітосоціоцентр, 2003. – 459 с.
6. Дубина Д.В., Нойгойзлова З., Дзюба Т.П., Шеляг-Сосонко Ю.Р. Класифікація та продромус рослинності водойм, перезволожених територій та арен Північного

Причорномор'я. – К.: Фітосоціоцентр, 2004. – 200 с.

7. Клеопов Ю. Д. Анализ флоры широколиственных лесов Европейской части СССР. – К.: Наук. думка, 1990. — 357.

8. Куземко А.А., Чорна Г.А. Лісова рослинність долини р. Рось. II. Заплавні ліси (Класи *Alnetea glutinosae*, *Salicetea purpureae*) // Укр. фітоцен. зб. – К.: Фітосоціоцентр, 2002. – Сер. А, вип. 1(18). – С.14-30.

9. Орлов О.О., Якушенко Д.М. Рослинний покрив проектного Коростишівського національного природного парку. – К.: Фітосоціоцентр, 2005. – 180 с.

10. Чинкіна Т.Б. Синтаксономія лісової рослинності гирлової області Дніпра // Мат-ли читань, присвячених 100-річчю від дня народження Ю.Д. Клеопова «Ю.Д. Клеопов та сучасна ботанічна наука». – К., 2002. – С. 319-331.

11. Gehu J.-M., Roman N., Blanchard F. Cartographie de la vegetation et appreciation de la biodiversite reelle a l'echelle des communautes vegetales // Colloq. Phytosociol. 1994. – 23. Berlin-Stuttgart. – 1995. – P. 573-580.

12. Weber H.E., Moravec J., Theurillat J.-P. International Code of Phytosociological Nomenclature. – 3rd edition // Journal of Vegetation Science. – 2000. – Vol. 11, № 5. – P. 739-768.

### **ЗБЕРЕЖЕННЯ БІОРІЗНОМАНІТНОСТІ ВОДНО-БОЛОТНИХ УГІДЬ ШЛЯХОМ ОПТИМІЗАЦІЇ ЛОКАЛЬНОЇ ЕКОЛОГІЧНОЇ МЕРЕЖІ (БАСЕЙН РІЧКИ СУЛИ)**

*Старовойтова М.Ю.*

Національний педагогічний університет імені М.П. Драгоманова, м. Київ  
kollikoshm@mail.ru

Екологічна мережа є комплексною багатоспрямованою функціональною природною системою, спрямованою на збереження різноманіття, стабілізацію екологічної рівноваги, підвищення продуктивності ландшафтів та збалансований сталий розвиток. Основним завданням екомережі є вирішення екологічних, економічних, соціальних питань [9]. З огляду на надмірну трансформованість рослинного покриву Лісостепової зони України [6], особливої актуальності набуває розроблення конкретних схем екокоридорів та ключових територій для цього регіону. Сулинський регіональний екокоридор відіграє значну роль в екомережі Лісостепової зони України, оскільки відзначається різноманітністю ландшафтів, а також високим флористичним і ценотичним багатством [11-13, 16, 17, 22, 23].

Збір ключових територій Сулинського регіонального екокоридору проводився за критеріями виділення елементів екомережі [4,25,26]. Всі запропоновані нами ключові території відповідають принципам просторової єдності, відповідності та цілісності. Проведена оцінка ефективності Сулинського екокоридору і ключових територій, що він об'єднує [16,22].

В роботі зазначені наступні скорочення: ЧКУ (Червона книга України) [24], ЗКУ (Зелена книга України) [10]. Назви видових таксонів наводимо за Визначником вищих рослин України [15].

Основою будь-якої екомережі є існуючі території природно-заповідного фонду, більшість яких є розподіленими по території досліджуваного регіону не рівномірно, і є необхідність по створенню нових, або розширення площ вже існуючих [21], особливо в межах Сумської обл. Характеристиці рослинного покриву існуючих і пропонує територій природно-заповідного фонду басейну р. Сули присвячено ряд робіт [1-3,11]. Створення Сулинського регіонального екокоридору було запропоновано О.М. Байрак та Н.О. Стецюк [3,18], однак, лише в межах Полтавської обл. Даних по створенню екомережі в басейні р. Сули в Сумській обл. дотепер немає.

Сулинський регіональний екокоридор проходить в західному напрямку по території Сумського, Білопільського, Недригайлівського та Роменського районів Сумської обл. на

протязі 152 км, далі повертає на південний захід і проходить по території Лохвицького, Лубенського, Хорольського, Оржицького, Семенівського і Глобинського районів Полтавської обл. на протязі 213 км. Включає 6 міст і 29 сел. Загальна площа становить 1850000 га, довжина 363 км, ширина (середня до 3 км).

Рослинний покрив репрезентований різноманітними заплавними екосистемами – водними, прибережно-водними [8,14], болотними, лучними, чагарниковими, що відзначаються високим флористичним і ценотичним різноманіттям. У рослинному покриві найбільші площі займають болота (рогозові, очеретяні, осокові, чагарникові). Понижені місця прируслової та центральної частини заплав зайняті заплавно-лучною рослинністю. Евтрофні болота представлені високотравними та осоковими угрупованнями часто монодомінантними з типовим болотним різнотрав'ям. Чагарникова рослинність представлена чагарниково-болотною.

На всьому протязі екокоридору рослинність трансформована та фрагментована. Разом з тим на ділянках з добре збереженою природною рослинністю зростає чимала кількість видів занесених до «Червоної книги України» (*Aldrovanda vesiculosa*, *Ceratophyllum tanaiticum*, *Salvinia natans*, *Sparganium minimum*, *Trapa natans*), до «Червоного списку водних макрофітів України» - *Aldrovanda vesiculosa*, *Batrachium rionii*, *Ceratophyllum tanaiticum*, *Salvinia natans*, *Sparganium minimum*, *Trapa natans*, *Wolffia arrhisa* (відносяться до категорії С2 і визначаються як види, які знаходяться під сильною загрозою), *Calla palustris*, *Callitriche verna*, *Ceratophyllum submersum*, *Glyceria arundinacea*, *Nymphaea alba*, *N. candida*, *Nuphar lutea*, *Potamogeton gramineus*, *P. praelongus*, *Utricularia minor* (відносяться до категорії С3 і визначаються як види, що знаходяться під загрозою), *Siella erecta*, *Callitriche stagnalis* (категорія С4-види, не є в даний час рідкісними, але маючи тенденцію до скорочення площ і тому потребують природоохоронної уваги) та рослинними угрупованнями занесеними до «Зеленої книги України» - Угруповання формації *Aldrovandeta vesiculosae*, *Trapeta natantis*, *Batrachietta rionii*, *Nuphareta luteae*, *Sparganietta minimi*, *Ceratophylleta tanaitici*, *Ceratophylleta submersi*, *Nymphaeeta albae*, *Nymphaeeta candidae*, *Glycerieta arundinaceae*, *Utricularieta minoris*, *Potamogetoneta praelongi* *Lemneta gibbae*, *Salvinieta natantis*, *Sagittarieta sagittifoliae*.

Екокоридор безпосередньо сполучається з національним Дніпровським та Галицько-Слобожанським екокоридорами ключовими територіями, що з ними пов'язані.

На локальному рівні є доцільним виділення 5 екокоридорів по основним притокам р. Сули (Оржицький, Лохвицький, Олавський, Тернавський, Роменський).

Запропонована схема Сулинського регіонального екокоридору поєднує 19 ключових територій (10 регіонального та 9 локального рівня). В їх основі ділянки з найбільш збереженим природним рослинним покривом. Ключові території, на яких досі не створено природоохоронних об'єктів, мають бути забезпеченими охороною в майбутньому.

Так як в статті розглядаємо питання збереження біорізноманітності водно-болотних територій [5,7,19,20] шляхом оптимізації локальної екомережі в регіоні басейну р. Сули, то наводимо стисло характеристику ключових територій локального рівня.

Філонівська ключова територія локального рівня. Типовими для неї є водні та прибережні комплекси р. Сули та р. Терн (правої притоки). Відзначається водними, болотними, лучними та заплавно-лісовими угрупованнями. Найбільші площі займає водна, повітряно-водна та лісова рослинність (прилягаючі території). На території ядра буде здійснюватися охорона прісноводних, лучних та галофітних екотопів, зокрема, охорона рідкісних угруповань - *Nuphareta luteae*, *Ceratophylleta submerse*, *Nymphaeta albae*, *Ceratophylleta submerse*, *Glycerieta arundinaceae*, *Nymphaeeta candidae* та регіонально-рідкісних видів, які скорочують свої площі – *Calla palustris*, *Glyceria arundinacea*, *Utricularia minor*, *Carex acuta*, *C. elata*.

Березняківська ключова територія локального рівня. Включає типові заплавні комплекси, серед яких переважають торф'яні болота. Менші площі займають водні та прибережно-водні ділянки. Незначні площі зайняті осоково-болотною рослинністю. Відмінною рисою флори досліджуваної території є висока питома вага болотних видів та сфагнуму. На території ядра виявлено значні площі зайняті угрупованнями *Utricularieta vulgaris*, яка в регіоні знаходиться



на південно-східній межі ареалу. До Червоного списку водних макролітів України віднесено наступні види – *Aldrovanda vesiculosa*, *Salvinia natans*, *Callitriche verna*, *Ceratophyllum submersum*, *Glyceria arundinacea*. До Зеленої книги України [9] (далі ЗКУ) відносимо формації *Aldrovanda vesiculosae*, *Nupharetum luteae*, *Ceratophylletum submersi*, *Nymphaeeta albae*, *Nymphaeeta candidae*, *glycerieta arundinaceae*, *Potamogetoneta praelongi*, *Salvinieta natantis*, *sagittarieta sagittifoliae*. На території ядра буде здійснюватись охорона осоково-сфагнових угруповань.

Пустовоїтівська ключова територія локального рівня. Типовими для неї є заплавно-лучні, заплавно-болотні, водні угруповання. Основну частину складає вища водна та болотна рослинність. На території ядра виявлено регіонально-рідкісні угруповання, занесені до ЗКУ – *Nupharetum (luteae) salvinietosum (natantis)*, *Nupharetum (luteae) ceratophylletosum (submersi)*, *Ceratophylletum (submersi) hydrocharitetum (morsus-ranae)*, *Nymphaetum (candidae) ceratophyllosum (submersi)*.

Крупсько-Дептівська ключова територія локального рівня. Територія включає типові заплавні комплекси, серед яких 70% торф'яні болота. Її основу складає сфагнова рослинність. Яка сформувалась внаслідок занедбання площ з видобутку торфу у 60-70 рр. ХХ ст.. За нашим припущенням верхній шар торфу складає понад 7 м. Типовими видами є *Oxycoccus palustris* Pers, *Eriophorum vaginatum* L., *Carex rostrata* Stoeke, *Sphagnum fallax* (Klinggr) Klingr. Регіонально-рідкісними угрупованнями занесеними до ЗКУ є *Ceratophylletum (submersi) hydrocharitetum (morsus-ranae)*, *Ceratophylletum (submersi) lemnosum (trisolcae)*, *Nymphaetum (albae) ceratophyllosum (submersi)*, *Glycerietum (arundinaceae) bolboschoenosum (maritima)*. На території буде здійснюватись охорона сфагнових боліт.

Ведмежівсько-Калинівська ключова територія локального рівня – включає природні комплекси ділянки р. Ромен та його рукавів, заток. Специфічність території полягає у наявності слабо-трансформованих ділянок з виходами на поверхню ґрунтових вод (джерел). Домінантами виступають зелені мохи (*Sphagnum*), хвощі (*Equisetum fluviatile*, *E. palustris*). На території ядра зосереджено багато угруповань ЗКУ - *Nupharetum (luteae) ceratophyllosum (submersi)*, *Ceratophylletum (submersi) hydrocharitosum (morsus-ranae)*, *Ceratophylletum (submersi) lemnosum (trisolcae)*, *Glycerietum (arundinaceae) bolboschoenosum (maritima)*, *Glycerietum (arundinaceae) agrostidosum (stoloniferae)*.

Ярмолинська ключова територія локального рівня. Типовими для території є природні комплекси р. Олави, водні та прибережно-водні. Характеризується водними, болотними, заплавно-лісовими угрупованнями. Основні площі займає вища водна рослинність. В складі якої значна кількість угруповань занесених до ЗКУ – *Ceratophylletum (submersi purum)*, *Ceratophylletum (submersi) lemnosum (trisolcae)*, *Glycerietum (arundinaceae) bolboschoenosum (maritima)*, *Glycerietum (arundinaceae) agrostidosum (stoloniferae)*, *Utricularietum minoris purum*, *Sagittarietum (sagittifoliae) salviniosum (natantis)*.

На території ядра охоронятиметься водна, болотна та чагарниково-болотна рослинність.

Перекопівсько-Гудимівська ключова територія локального рівня. Типовими для неї є водні та прибережні, а також заплавні (заплавно-лучні, заплавно-болотні) ценози. Основну площу займають чисельні рукави р. Сули, затоки, озера, стариці. Досить розповсюдженими є осокирники, вербняки та вільшняки. На ключовій території виявлено 7 асоціацій вищої водної рослинності занесеної до ЗКУ - *Aldrovandetum (vesiculosae) Ceratophylletosum (demersi)*, *Ceratophylletum (submersi) lemnosum (trisolcae)*, *Nymphaetum (albae) ceratophyllosum (submersi)*, *Glycerietum (arundinaceae) bolboschoenosum (maritima)*, *Glycerietum (arundinaceae) agrostidosum (stoloniferae)*, *Salvinietum (natantis) spirodelisum (polyrrhizae)*, *Sagittarietum (sagittifoliae) salviniosum (natantis)*.

Безсалівська ключова територія локального рівня. Територія включає природні комплекси ділянки р. Лохвиця та її струмків, стариць, водні, прибережно-водні ценози, лучно-болотні, болотні угруповання. На території виявлено значну кількість видів занесених до Червоного списку водних макролітів України – *Aldrovandeta vesiculosae*, *Salvinia natans*, *Calla palustris*, *Callitriche verna*, *Ceratophyllum submersum*, *Glyceria arundinacea*, *Nymphaea alba*. До Зеленої

книги України - *Ceratophylletum (submersi) hydrocharitetum (morsus-ranae)*, *Ceratophylletum (submersi) lemnosum (trisolcae)*, *Potamogetonum (praelongi) elodeosum (canadensis)*, *Salvinietum (natantis) spirodeletosum (polyrrhizae)*.

На території охоронятимуться наступні типи рослинності – заплавно-річкова (утворена болотними, прирусловими заболоченими ділянками), заплавно-озерними (мілководні ділянки зайняті вищою водною та болотною рослинністю).

Нетратівська ключова територія локального рівня. Територія представлена заболоченою ділянкою р. Удай та прилягаючими численними затоками, старицями, рукавами. І являє собою водно-болотний комплекс значної площі. Характерними для ключової території є заплавні та староруслові болота, що належать до низинних боліт з переважанням трав'яних ценозів (високо травних та осокових). Болотисті луки спостерігаються на невеликих за розміром ділянках у південній частині ключової території, на понижених елементах рельєфу та характеризуються постійним зволоженням. Вздовж долини Удаю широкою смугою тягнуться осокірники. Серед вищої водної флори до Червоного списку водних макрофітів України віднесено – *Aldrovanda vesiculosa*, *Batrachium rionii*, *Salvinia natans*, *Ceratophyllum submersum*, *Gluceria arundinacea*, *Nymphaea alba*, *N. candida*, *Nuphar lutea*, *Potamogeton praelongus*, *Sagittaria sagittifolia*. Серед раритетних угруповань занесених до ЗКУ – *Aldrovandetum vesiculosae purum*, *Aldrovandetum vesiculosae ceratophyllosum (submersi)*, *Aldrovandetum (vesiculosae) spirodeletum (polyrrhizae)*, *Batrachietum (rionii) ceratophylletosum (demersi)*, *Ceratophylletum (submerse) limnosum (trisolcae)*, *Glycerietum (arundinaceae) bolboschoenosum (maritimi)*. На ключовій території охоронятимуться типові заплавні комплекси із багатою водною, прибережно-водною та болотною рослинністю.

Міграції і розселенню видів між ключовими територіями заважає забудова, яка є значною перешкодою. Зокрема, на території досліджуваного регіону є 5 чималих за площею населених пунктів – мм. Ромни, Лохвиця, Червонозаводське, Оржиця, Лубни. Також на протязі всієї території екомережі зустрічаються села, протяжність яких понад 4 км. Внаслідок цього Сулинський регіональний екокоридор пропонуємо вважати як диз'юнктивний, в якому території зазначеного типу є сильно порушеними (як ландшафти, так і рослинний покрив). Уникнути перешкод можна шляхом введення чинного законодавства.

Створення екокоридорів локального типу сприятиме кращому обміну генетичним матеріалом між ними та збільшить, відповідно, їх стійкість до несприятливих умов.

Таким чином, Сулинський регіональний екокоридор і оптимізація локальної екомережі є суттєвим і необхідним у ландшафтному, флористичному і ценотичному відношенні. Що сприятиме стабілізації природного середовища в регіоні, підтриманні гідрологічного режиму, відновленню біорізноманітності.

#### БІБЛІОГРАФІЯ

1. Андрієнко Т.Л. Заповідна краса Полтавщини / Т.Л. Андрієнко, О.М. Байрак, М.І. Задуляк. – Полтава: ІВА «Астрєя», 1996. – 196 с.
2. Андрієнко Т.Л. Система категорій природно-заповідного фонду України та питання її оптимізації / Т.Л. Андрієнко, В.А. Онищенко, М.Я. Клєстов, О.І. Прядко та ін. – К.; 2001. – 60 с.
3. Байрак О.М. Етапи оптимізації та структура сучасної природно-заповідної мережі Лівобережного Придніпров'я / О.М. Байрак // Заповідна справа в Україні. – 1999. – Вип. 5(1). – 13-20.
4. Вакарєнко Л.П. Екомережа України: ідеологія створення та шляхи формування / Л.П. Вакарєнко, Д.В. Дубина, Ю.Р. Шєляг-Сосонко // Чорном. бот. журн., 2005. – Т.1. – с. 60-65.
5. Водно-болотні угіддя України / під ред.. Марушевського Г.Б., Жарук І.С. – К.6 Чорноморська програма Вєтландє Інтернешнл – 2006. – 312 с.
6. Геоботанічне районування Української РСР. – К.: Наук. думка, 1977. – 304 с.

7. Дубина Д.В. Стратегія збереження та невиснажливого використання біорізноманіття водно-болотних угідь України / Д.В. Дубина // Жива Україна. 2005. - №1-2. – с. 16-17.
8. Дубина Д.В. Вища водна рослинність / Д.В. Дубина: відпов. ред. Ю.Р. Шеляг-Сосонко // Рослинність України. – К.: Вид-во «Фітосоціоцентр», 2006. – 412 с.
9. Закон України «Про загальнодержавну програму формування Національної екомережі України на 200-2015 роки». – Київ, 21 вересня 2000 р., №1989. III.
10. Зелена книга України. / [під. заг. ред. чл.-кор. НАН України Я.П. Дідуха]. – К.: Альтерпрес. – 2009. – 448 с.
11. Заповідні скарби Сумщини / Т.Л. Андрієнко та ін. – Суми, Джерело, 2001. – 208 с.
12. Каталог раритетного біорізноманіття заповідників і національних природних парків України. Фітогенетичний фонд, мікогенетичний фонд, фітоценотичний фонд / за наук. ред. С.Ю. Поповича. – К.: Вид-во «Фітосоціоцентр», 2002. – 276 с.
13. Лобань Л.О. Оптимізація природно-заповідного фонду як основа регіональної екомережі басейну р. Удай / Л.О. Лобань // Збірник наук. праць Полтавського пед. унів-ту імені В.Г. Короленка. Серія «Екологія. Біологічні науки». – Полтава, 2009. – Вип. 1. – с. 88-95.
14. Макрофіты – индикаторы изменений природной среды / Д.В. Дубина, С. Гейны, З. Гроудова. – К.: Наук. думка, 1993. – 432 с.
15. Определитель высших растений Украины / Д.Н. Доброчаева, М.И. Котов, Ю.Н. Прокудин и др. – Киев: Наук. думка, 1987. – 548 с.
16. Регіональна екомережа Полтавщини / під заг. ред. О.М. Байрак. – Полтава, Верстка, 2010. – 214 с.
17. Розбудова екомережі України / за ред. Ю.Р. Шеляг-Сосонка. – К., 199. – 127 с.
18. Стецюк Н.О. Історія створення ботанічних і ландшафтних заказників у Полтавській обл. / Н.О. Стецюк, О.М. Байрак, Т.В. Криворучко, І.А. Грицай та ін. // Природоохоронний Рух на Полтавщині: Матер. Всеукр. Наук.-практ. конф. – Полтава, Верстка, 2006. – с. 44-55.
19. Стойко С.М. Біоценотичні основи заповідної справи охорони фітогенофонду та фітоценофонду / С.М. Стойко // Флора і рослинність Карпатського заповідника. – К., Наук. думка, 1982. – с. 5-28.
20. Старовойтова М.Ю. Популяції реліктових та малопоширених видів вищої водної рослинності басейну р. Сули / М.Ю. Старовойтова // Рослинний світ у Червоній книзі України: впровадження Глобальної стратегії збереження рослин. Матеріали між нар. конф. (11-15 жовтня 2010 р., м. Київ) – К.: Альтерпрес, 2010. – с. 186-189.
21. Старовойтова М.Ю. Природно-заповідний фонд долини р. Сули в контексті регіональної екомережі / М.Ю. Старовойтова // Матеріали XIII з'їзду Українського ботанічного товариства (19-23 вересня 2011 р., м. Львів). – Львів, 2011. – с. 232.
22. Старовойтова М.Ю. Сулинський екокоридор: проблеми і перспективи / М.Ю. Старовойтова // Міжнародний Інтернет-симпозіум «Популяційна екологія: сучасний стан, точки росту» (2-4 квітня 2012 р.) – Суми, 2012. – с. 358-363.
23. Старовойтова М.Ю. Современное состояние и охрана водно-болотных угодий бассейна р. Сула (Украина) / М.Ю. Старовойтова // VIII відкритий з'їзд фітобіологів Причорномор'я. Присвячений ювілею професора М.Ф. Бойка (19 січня, Херсон, 2012 р.). – Херсон, 2012. – с. 66.
24. Червона Книга України. Рослинний світ. / за ред. Я.П. Дідуха. – К.: Вид-во «Глобалконсалтинг», - 2009. – 912 с.
25. Шеляг-Сосонко Ю.Р. Концепція, методи и критерии создания экосети Украины / Ю.Р. Шеляг-Сосонко, М.Д. Гродзинский, В.Д. Романенко – Киев: Фитосоциоцентр, 2004. – 144 с.
26. Шеляг-Сосонко Ю.Р. Екомережа України та її природні ядра / Ю.Р. Шеляг-Сосонко та ін. // Укр. ботан. журн. 2005. – Т.62, №2. – с. 142-158.

## РЕСУРСИ *OXYCCOCUS PALUSTRIS* PERS. НА ЗАХІДНОМУ ПОЛІССІ

Тимченко І.А., Мінарченко В.М., Соломаха Т.Д.

Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України, м. Київ  
itymorchid@ukr.net

В Україні рід *Oxycoccus* представлений двома видами: *Oxycoccus palustris* Pers. (журавлина болотна) та *O. microcarpus* Turcz. ex Rupr. (ж. дрібноплода). Значне поширення на Західному Поліссі та ресурси має журавлина болотна. Журавлина дрібноплода трапляється зрідка, вона включена до Червоної книги України (2009) як вразливий вид [12], Метою досліджень було встановити стан та тенденції динаміки ресурсів ягід *O. palustris* для розробки наукових основ їх сталого використання на місцевому рівні.

Ресурсну оцінку *Oxycoccus palustris* проводили з 2008 по 2013 роки за загальноприйнятими методиками ботанічного ресурсознавства, з застосуванням вибіркового та екстраполяційного підходів. Щільність запасу сировини визначали на облікових ділянках площею 1 м<sup>2</sup>, які закладались в різних угрупованнях, де виявлене плодоношення журавлини. Розміщення облікових ділянок здійснювалось рівномірно по всій території Західного Полісся: від Ростанського лісництва на північному заході до Листвинського лісництва на південному сході регіону досліджень. Всього закладено 79 облікових ділянок на яких здійснювався підрахунок кількості ягід, які за розміром поділялись на три категорії: великі, середні та малі. Ягоди зважували за категоріями. Остаточні підрахунки здійснювали в камеральних умовах: визначали масу плодів на кожній обліковій ділянці, середню масу однієї ягоди в кожній з категорій, середні показники щільності запасу ягід для кожного масиву, адміністративного району та області. Біологічний запас обчислювали як добуток середніх показників щільності запасу ягід журавлини та площі угідь, де вид має ресурсне значення. Площу масивів журавлини визначали у польових умовах за допомогою навігаційних приладів та за матеріалами лісовпорядкування.

Журавлина болотна — бореальний циркумполярний вид; поширена в Скандинавії, Середній та Атлантичній Європі, північному Китаї і Японії, в Північній Америці [1, 13]. В Україні зростає на Західному, рідше Правобережному і Лівобережному Поліссі, зрідка в Прикарпатті, Карпатах. Журавлина характеризується широкою екологічною амплітудою по відношенню до вологості і кислотності субстрату, невибаглива до мінерального живлення. Росте журавлина на сфагнових, осоково-сфагнових і торф'яних болотах, у заболочених соснових та мішаних лісах. Надає перевагу відкритим, добре освітленим ділянкам з незначним затіненням (< 50%) та достатньою аерацією субстрату [1, 5]. Журавлина уникає надмірного зволоження; оптимальний рівень ґрунтових вод 10—35 см; рН ґрунту у діапазоні 2,5 - 6,5. [6]. В оптимальних еколого-ценотичних умовах активно розмножується вегетативним шляхом, утворюючи на повзучих пагонах додаткові корені. За рік приріст пагонів може скласти до 50 см. Мозаїчний характер розташування заростей журавлини у фітоценозі обумовлений наявністю оптимальних умов щодо вологості та освітлення [2].

Лікувальне та харчове значення мають плоди журавлини (*Fructus Oxycoccus*), які зав'язуються на початку літа, а досягають у вересні. Ягоди зберігаються на рослині до весни, тому їх можна збирати не тільки восени, але й взимку та навесні після танення снігу. Ягоди журавлини містять дубильні речовини, флавоноїди, глікозиди (вакциніїн та ін.), цукри (переважно глюкозу та фруктозу, 3-6%), пектинові речовини, вітамін С (до 35 мг%), органічні кислоти (до 2,8%): лимонну (12,8%), оксоглутарову, хінну, бензойну та ін., мікро- і мікроелементи (калій, фосфор, кальцій, йод, мідь, марганець, молібден, залізо та ін.) [7, 10]. Завдяки наявності в ягодах бензойної кислоти, яка має консервуючі властивості, плоди журавлини зберігаються свіжими й не псуються тривалий час при зберіганні в прохолодних умовах.

В умовах Західного Полісся сировинно цінні масиви журавлина болотна утворює переважно на оліготрофних лісових та рідколісних сфагнових болотах, які зосереджені в північно-східних районах Волинської, північних та центральних районах Рівненської областей. Угруповання з *Oxycoccus palustris* характеризуються обмеженою видовою різноманітністю. Вони включають переважно 10-12 видів судинних рослин та 3-4 види мохів. Деревний ярус в пригніченому стані, в ньому домінує сосна (*Pinus sylvestris* L.), нерідко значну участь беруть берези (*Betula pendula* Roth та *Betula pubescens* Ehrh.). У трав'яно-чагарничковому ярусі переважають *Eriophorum vaginatum* L., *Oxycoccus palustris*, *Ledum palustre* L. З невеликою рясністю часто присутні *Vaccinium uliginosum* L., *Drosera rotundifolia* L., *Scheuchzeria palustris* L., *Rhynchospora alba* Vahl, *Andromeda polifolia* L. В моховому покриві переважають *Sphagnum magellanicum* Brid, *Sp. cuspidatum* Ehrh. ex Hoffm., *Sp. angustifolium* (Russ.) C. Jensen.

На мезотрофних лісових болотах Західного Полісся журавлина болотна також утворює сировинно цінні масиви. Ці угруповання є більш багатими флористично (близько 70 видів). Деревний ярус, як і на оліготрофних болотах, тут представлений *Pinus sylvestris* та *Betula pendula* B. *pubescens*, у чагарниковому трапляються поодинокі кущі видів роду *Salix* (*S. lapponum* L., *S. cinerea* L., *S. myrtilloides* L.), *Frangula alnus* Mill. У трав'яно-чагарничковому ярусі переважає *Oxycoccus palustris*, *Eriophorum vaginatum* та види роду *Carex* (*C. lasiocarpa* Ehrh., *C. limosa* L.). Частими компонентами є *Menyanthes trifoliata* L., *Comarum palustre* L., *Naumburgia thyrsoflora* (L.) Reinchenb., *Thelypteris palustris* Schott, *Calamagrostis canescens* (Web.) Roth. В моховому покриві часто зростають *Sphagnum flexuosum* Dozy et Molk., *Sp. centrale* C. Jensen, *Sp. fallax* (Klinggr.) Klinggr.

На облікових ділянках проективне покриття журавлини болотної складало 10–80%, при переважаючому 30-50%. Чіткої кореляції між проективним покриттям журавлини та показниками щільності запасу сировини (плодів) не виявлено. За проективного покриття 30-50% щільність запасу ягід варіювала у діапазоні 11- 72 г/м<sup>2</sup>. Найвищі показники маси ягід на облікових ділянках, закладених на сфагнових болотах, порослих сосною й березою (500-650 г/м<sup>2</sup>) та по краю сфагново-осокових лісових боліт з *Ledum palustre* (300-400 г/м<sup>2</sup>). Ці облікові ділянки були закладені на відкритих територіях, чи затінення складало до 30% при рівні ґрунтових вод 5-10 см. Максимальна кількість ягід журавлини на облікових ділянках - 1148 шт/м<sup>2</sup>. Вага 1 ягоди становила 0,38-1,18 г, за середнього значення 0,64±0,05 г. Зазначимо, що для боліт Білорусії та Московської області наводяться дані середніх показників маси 1 ягоди журавлини болотної 0,4-0,5 г, при діапазоні варіабельності 0,1-1,6 г [1, 3].

Найбільш продуктивні масиви журавлини з щільністю запасу сировини понад 500 кг/га виявлені в Скулинському лісництві Ковельського та Стобихівському лісництві Камінь-Каширського лісгоспів Волинської області. В Рівненській обл. такі масиви досліджувались в Людинському та Золотинському лісництвах Висоцького лісгоспу, Бобрівському Березнівському лісгоспу та Листвинському лісництві Соснівського лісгоспу. Частка таких продуктивних масивів складає менше 5% від досліджених.

За літературними даними [11], плодоношення журавлини залежить від комплексу екологічних, ценотичних та метеорологічних факторів і виявлена циклічність плодоношення журавлини: за 10 років 2 рази буває значний урожай, 4 — середній і 2-2 — низький чи відсутній [4, 5]. Результати наших досліджень та численні консультації з працівниками лісового господарства свідчать про порушення циклічності її плодоношення. Зокрема: великий урожай журавлини буває рідко і лише в окремих локалітетах за умови відсутності приморозків та тривалої сухої погоди у період цвітіння журавлини і формування плодів. Урожайність ягід журавлини загалом знижується по всій території Західного Полісся. За даними Д. Телішевського, у 70-ті роки вона складала в середньому 440 кг/га [11], нині середня врожайність для регіону становить 350-380 кг/га. На Волині ресурсна значущість журавлини значно менша, ніж на Рівненщині (табл.). Тут не тільки суттєво менші площі угруповань, оптимальних для її зростання, але й нижчі середні показники продуктивності: 354±27 кг/га проти 381±32 кг/га у Рівненській обл. Основні журавлинними у Волинській

області зосереджені у Камінь-Каширському, Любешівському та Маневицькому районах. Частіше всього це невеликі за площею рідколісні сфагнові та сфагново-осокові болота. На Рівненщині великі площі боліт з журавлиною (загалом близько 2 тис.га) наявні у Дубровицькому та Зарічненському районах (табл). Встановлено, що середні показники продуктивності на великих масивах часто менші, ніж на невеликих за площею болотах, оскільки на великих масивах журавлина зростає нерівномірно і загалом рясніше плодоносить по країнах болота.

За літературними даними [5, 8, 9] на початку 80-х років площа боліт з журавлиною болотною на Західному Поліссі становила понад 40 тис. га; промислова заготівля ягід була можлива на 15 тис. га, що майже в 4-5 раз більше ніж останні дані. Ця тенденція зберігається і зараз, вона спричинена зниженням рівня ґрунтових вод і розвитком незворотних сукцесій рослинності за яких втрачається ресурсна значущість ценопопуляцій *Oxycoccus palustris*. Окрім того, на Рівненщині є значні площі боліт, які за радіоактивним забрудненням виділені у 2-зону, де заборонений збір сировини рослин.

За результатами ресурсних досліджень, експлуатаційний запас ягід журавлини на території Волинської обл. складає 177,5 т, Рівненської – 970 т. Зважаючи на залежність плодоношення журавлини від комплексу факторів та збір значної частини врожаю для власних потреб населення, обсяг рекомендованого (допустимого) щорічного спеціального використання ягід журавлини визначали з розрахунку 25% від експлуатаційного. Для Волинської обл. він складає 43,1 т, для Рівненської – 242,5 т.

Результати обліку ресурсів передано в органи місцевого самоврядування та Міністерство екології та природних ресурсів України для регулювання обсягів заготівлі журавлини, зокрема – для встановлення лімітів спеціального використання її ресурсів на місцевому рівні.

Таблиця. Ресурси плодів журавлини болотної на території Волинської та Рівненської областей (у розрізі адміністративних районів)

Адміністративно-територіальні утворення (райони)	Площа, га	Біологічний запас, т	Експлуатаційний запас, т	Обсяг допустимого щорічного використання, т
Волинська область				
В.-Волинський	2,0	0,7	0,56	0,14
Камінь-Каширський	116,2	40,3	21,04	5,26
Ковельський	24,8	8,6	6,8	1,7
Луцький	60,3	20,9	16,72	4,00
Любешівський	83,7	29,2	23,32	5,03
Любомльський	5,6	1,8	1,44	0,36
Маневицький	373,6	119,8	93,2	23,0
Ратнівський	2,5	0,7	0,48	0,12
Старовижівський	27,7	9,6	7,68	1,92
Турійський	2,5	0,8	0,64	0,16
Шацький	20,0	7	5,6	1,4
Всього	718,9	239,4	177,5	43,1
Рівненська область				
Березнівський	424,7	161,8	129,44	32,38
Володимирецький	453,2	172,7	138,16	34,56
Дубровицький	921,3	351,0	280,80	70,20
Зарічненський	1031,2	392,9	314,32	78,58
Рокитнівський	352,0	134,1	107,28	26,82
Всього	3182,4	1212,5	970,0	242,5

## БІБЛІОГРАФІЯ

1. Баландина Т.П. Клюква четырехлепестная // Биологическая. флора Московской области. — М., 1993. — С. 78–87.
2. Гедых В.Б. Влияние осушения болот и рубок ухода на клюквенники (БССР) // Растит. ресурсы. — 1989. — 25, вып. 3. — С. 370–376.
3. Гедых В.Б. Методика инструментального определения урожая ягод видов *Oxycoccus* L. // Растит. ресурсы. — 1990. — 26, вып. 4. — С. 578–585.
4. Козьяков С.Н., Козьяков А.С. Распространение и запасы *Oxycoccus palustris* Pers. на Украине // Растит. ресурсы. — 1985. — 21, вып. 4. — С. 432–437.
5. Козьяков С.Н., Козьяков А.С. Лекарственные ягодные растения. — К.: Урожай, 1991. — 88 с.
6. Коновальчук В.К. Экология клюквы болотной и повышение ее продуктивности в условиях Волынского Полесья: Автореф. дис. ... канд. сельськохоз. наук. - Киев, 1985. - 22с.
7. Мінарченко В.М. Лікарські судинні рослини України (медичне та ресурсне значення). — К.: Фітосоціоцентр, 2005. — 324 с.
8. Мякушко В.К., Коновальчук В.К. Ресурсы клюквы болотной в Волынском Полесье и возможности их увеличения // I респ. конф. по мед. ботанике. Тез. докладов. — Киев, 1984, С.34
9. Мякушко В.К., Коновальчук В.К. Влияние антропогенных факторов на клюквенники Украинского Полесья и пути их сохранения // Охр. и рационал. исп. генофонда древес. пород и недревес. растит. леса: Тез. докл. — Каунас: Гирионис, 1985. — С. 44.
10. Растительные ресурсы СССР. Цветковые растения, их химический состав, использование. Семейства Раеoniaceae–Thymelaeaceae. — Л.: Наука, 1986. — 336 с.
11. Телишевский Д.А. Комплексное использование недревесной продукции леса. — М.: Лесная промышленность, 1976 — 224 с.
12. Червона книга України. Рослинний світ / за ред. Я.П. Дідуха. — К.: Глобалконсалтинг, 2009. — 900 с.
13. Флора УРСР. — К.: Вид-во АН УРСР, 1957. — Т. 8. — С. 66–69.

## ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ АКВАТОРІЙ ВОДНО-БОЛОТНИХ УГІДЬ ВЕРХНІХ ДІЛЯНОК КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

<sup>1</sup>Томченко О.В., <sup>2</sup>Зуб Л.М., <sup>3</sup>Сагайдак А.В.

<sup>1</sup>Науковий Центр аерокосмічних досліджень Землі ІГН НАН України

<sup>2</sup>Інститут еволюційної екології НАН України

<sup>3</sup>Регіональний ландшафтний парк «Міжрічинський»  
tomch@i.ua, lesyazub@yandex.ru, rlpMegrich@i.ua

Одним із найбільших техногенних перетворень природи України у минулому столітті було гідробудівництво на Дніпрі, в результаті якого на більш як 1000 км відрізка річкової долини на місці заплавлених та річкових ландшафтів виникли величезні акваторії водосховищ, площа яких могла становити 100-200 тис. га. Зарегулювання Дніпра призвело до знищення цілої низки водно-болотних угідь, і знадобилося багато років, аби на водосховищах сформувалися нові ландшафтні комплекси, що за структурою та біотою подібні природним ВБУ [2]. У відповідності до Рамсарської класифікації, дніпровські водосховища належать до штучних ВБУ, категорії 6: ‘*Man-made wetlands, category 6*’ (*Water storage areas*) [1].

Водосховища – специфічний тип водойми. Особливості їх становлення обумовлені гідрологією та відносно складною морфологічною будовою ложа, у тому числі мілководь, де за певних умов формуються ландшафти, за своєю структурою та біотичним різноманіттям аналогічні ВБУ заплавного типу [8]. Саме тут на усіх дніпровських водосховищах сьогодні утворилися біотопи, що характеризуються надзвичайно високим видовим багатством видів рослин, їхніх угруповань, а також і тварин, як типових, так і тих, що знаходяться під

загрозою зникнення. Таким чином, завдяки своїм значним площам, цей тип водно-болотних угідь є дуже важливим для підтримання біорізноманіття як на національному, так і на міжнародному рівнях.

Верхнім у дніпровському каскаді і третім за розмірами є Київське водосховище. Воно витягнулося Дніпром більш як на 100 км, має площу 92,2 тис. га, об'єм 3, 7 км<sup>3</sup> [10]. 40% площі водосховища займають мілководдя, більшість з яких утворилися на верхніх ділянках водосховища, де розрізняють Дніпровське та Прип'ятське плесо. Саме тут зосереджені унікальні водно-болотні угіддя, що віднесені до так званих *Important Bird Areas* (ІВА, території, важливі для збереження птахів, тобто підтримують нормальне існування птахів, перш за все мігруючих) [4], ці ділянки входять до Рамсарського списку перспективних ВБУ міжнародного значення [8]. Північно-східна частина верхів'я водосховища (Чернігівська обл.) включена до регіонального ландшафтного парку «Міжрічинський», а північно-західна частина (Київська обл.) входять до загальнозоологічного заказника загальнодержавного значення «Чорнобильський спеціальний» та має природоохоронний статус. Ці ВБУ розглядаються як одне із ядер Дніпровського екологічного коридору – найбільшого в Україні національного меридіального екокоридору, визначеного законом України «Про Загальнодержавну програму формування національної екологічної мережі України на 2000–2015 роки».

Основою охорони та відтворення біорізноманіття територій та акваторій є збереження місць перебування видів рослин і тварин [7], тобто підтримання таких показників якості середовища, які б забезпечили нормальний ріст та поновлення популяцій.

Метою наших досліджень було дослідити сучасний екологічний стан акваторій ВБУ верхніх ділянок Київського водосховища та визначити їх відповідність критеріям для виділення ВБУ міжнародного значення.

Серед чинників, які справляють і продовжують справляти визначальний вплив на формування екосистем водосховища та його функціонування, основними є перебіг внутрішньоводоймних процесів і техногенний (антропогенний) прес, зокрема такі його складові, як поетапне введення в дію водосховища, рівневий режим, режим попусків води і, особливо, евтрофікація та забруднення стічними водами. Для Київського водосховища, що сусідить із зоною відчуження ЧАЕС, важливе значення має також радіоактивне забруднення, проте у даній публікації ми не будемо торкатися даного виду антропогенного впливу.

Взаємодія природних гідрологічних, гідрохімічних та гідробіологічних процесів і антропогенного впливу визначає особливості екосистеми водоймища, структурні особливості біотопів і, відповідно, її біотичне різноманіття. Відповідно до змін, що відбуваються в екосистемі, проходить адаптація гідробіонтів до нових умов існування, перебудовуються гідробіоценози, перерозподіляються екологічні ніши.

Основою контролю якості середовища (екологічного стану) традиційно є фізико-хімічні методи, що передбачають визначення абіотичних чинників: температури, прозорості води, концентрації завислих речовин, іонного складу, мінералізації, концентрації біогенних елементів, органічної речовини, розчиненого у воді кисню, різноманітних токсикантів, показника рН тощо. Такі контрольовані показники складу і властивостей водного середовища дають формалізовану оцінку якості води, і не лише її відповідності діючим прагматичним нормативам (питного водоспоживання чи рибориства), але й дозволяють оцінити перспективи та загрози щодо порушення функцій відтворення основних біотичних компонентів природних екосистем водойми (тобто "загальноекологічний" фактор зміни природного середовища).

*Матеріали та методи.* Екологічна оцінка якості води Київського водосховища виконана за середньорічними значеннями ряду гідрохімічних показників (CO<sub>2</sub>, O<sub>2</sub>, N<sub>(зар)</sub>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, P<sub>(зар)</sub>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Cl<sup>-</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Cr<sup>4+</sup>, Ca<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Mg<sup>+</sup>, Na<sup>+</sup>, Cu<sup>+</sup>, Fe<sup>+</sup>, нафтопродукти, феноли, СПАР, ДДТ, БСК5, біохромна окиснюваність, рН, прозорість, кольоровість, мінералізація, жорсткість, завислі речовини та ін.), наданих Центральною геофізичною обсерваторією МНС України за період від 1989р. до 2012 р. Для аналізу такого значного

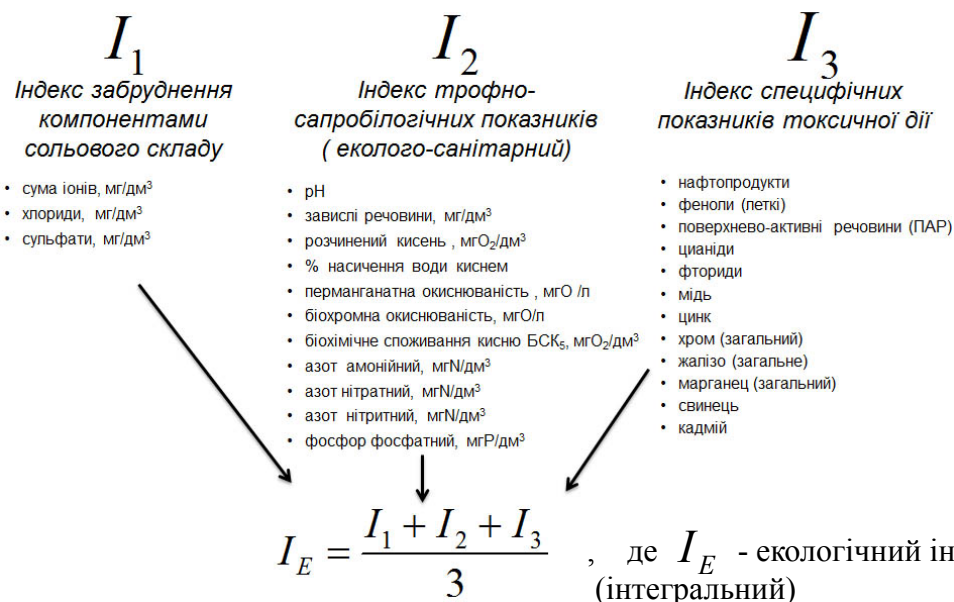


масиву даних було використано ряд індексів оцінки якості води, що дозволило отримати більш різносторонню й адекватну характеристику, оскільки ці формалізовані показники, не лише узагальнюють більш широкі групи первинних даних, але й враховують різні сторони гідрохімічних та екологічних процесів у водному об'єкті.

Оцінка якості води була визначена за індексами блоку показників сольового складу води ( $I_1$ ), блоку еколого-санітарних показників ( $I_2$ ), блоку специфічних речовин токсичної та радіаційної дії ( $I_3$ ), а також загального інтегрального ( $I_E$ ) екологічного індексу відповідно до вимог "Методики екологічної оцінки якості поверхневих вод відповідними категоріями" [3]. Факторний індекс ( $I_{факт.}$ ) визначений за відношенням усереднених значень однієї з характеристик у кожній групі до їх регламентованих величин (формула 1), а інтегральний екологічний індекс ( $I_E$ ) – як середнє арифметичне значення від трьох факторних індексів (формула 2).

$$I_{факторний(1,2,3)} = \frac{1}{n} \sum_1^n N_i, \quad \text{де } N_i - \text{номер категорії} \quad (1)$$

Гідрохімічний індекс забруднення води (ІЗВ), розроблений ще Держкомгідрометом СРСР, відноситься до категорії показників, що найчастіше використовуються для оцінки якості водних об'єктів. Цей індекс є типовим адитивним коефіцієнтом і середньою часткою перевищення ГДК за суворо лімітованою кількістю індивідуальних інгредієнтів [9].



Розрахунок ІЗВ проводився за обмеженим числом інгредієнтів. Визначалося середнє арифметичне значення результатів хімічних аналізів по кожному з таких показників, як : азот амонійний, азот нітритний, нафтопродукти, феноли, розчинений кисень, біохімічне споживання кисню (БСК5). За результатами аналізів кожного з показників виводилось їх середньоарифметичне значення, що порівнювалось з їх ГДК. ІЗВ розраховується за формулою:

$$ІЗВ = \frac{1}{6} \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{ГДК_i}, \quad (3)$$

де  $C_i$  - середня концентрація одного із шести показників якості води;

$ГДК_i$  - гранично допустима концентрація кожного з шести показників якості води.

В якості різновиду ІЗВ також використовують сумарний показник хімічного забруднення води (ПХЗ-10), який його авторами називається «формалізованим», він розраховується по десяти сполуках замість шести, з використанням формули підсумовування дії:

$$ПХЗ-10 = (C_1/ПДК_1 + C_2/ПДК_2 + \dots + C_{10}/ПДК_{10}), \quad (4)$$

де  $C_i$  - концентрація хімічних речовин у воді, мг/дм<sup>3</sup>;

$ГДК_i$  - гранично допустима концентрація, мг/дм<sup>3</sup>.

ПХЗ-10 найчастіше використовують для виявлення зон надзвичайної екологічної ситуації та зон екологічного лиха. Проте в наших дослідженнях він був використаний для відстеження довготривалих змін, що могли мати місце в екосистемі верхніх ділянок Київського водосховища, оскільки дозволяє враховувати як перебіг природних процесів, так і зміни антропогенного характеру. Так, всі показники було розділено на 2 групи та розраховано ПХЗ-10 (фіз-хім.) та ПХЗ-10 (антр.). До першої групи показників, що відповідають за фізико-хімічні властивості води, газовий склад та головні іони ввійшли: значення  $CO_2$ ,  $O_2$ , показники мінералізації, завислих речовин, біохромної окиснюваності, БСК5, значення вмісту  $Cr^{4+}$ ,  $Ca^+$ ,  $K^+$ ,  $Mg^+$ ,  $Na^+$ . Друга група складалася з показників забруднюючих речовини органічного походження та біогенних компонентів, таких як: азот амонійний, нітратний та нітритний, фосфати, сульфати, феноли, нафтопродукти, СПАР, хлор, калій. Розрахунки проводилися згідно з [6].

*Результати досліджень.* За результатами ретроспективного аналізу рядів гідрохімічних даних для більш повного уявлення про стан екосистеми в цілому були проведені розрахунки ряду індексів та показників, результати наведені в таблиці 1.

Таблиця 1. Екологічна оцінка якості води Київського водосховища

Роки	$I_1^1$	$I_2^2$	$I_3^3$	$I_E^4$	$I_{ЗВ}^5$	ПХЗ-10 (фіз-хім.) <sup>6</sup>	ПХЗ-10 (антр.) <sup>7</sup>	$F^8$	Сумарний $N^9$
1989	1,3	2,5	4,0	2,6	0,7	5,3	3,9	0,7	0,2
1991	1,3	2,5	3,1	2,3	0,4	6,2	2,3	0,7	0,2
1993	1,3	3,2	5,0	3,1	1,8	17,6	7,2	0,6	0,4
1995	1,3	3,5	4,0	2,9	1,7	13,9	7,1	0,5	1,2
1997	1,3	3,4	3,5	2,7	0,9	12,5	5,4	0,5	0,4
1999	1,3	3,5	3,4	2,8	0,8	21,7	3,8	0,5	0,5
2001	1,3	3,6	4,1	3,0	1,8	22,0	9,8	0,5	0,3
2003	1,3	3,7	2,8	2,6	0,8	21,4	3,9	0,5	0,8
2005	1,0	3,5	2,4	2,3	0,6	36,8	2,2	0,5	0,5
2007	1,3	3,5	2,6	2,5	0,7	24,2	4,4	0,4	0,6
2009	1,0	3,7	3,4	2,7	0,9	19,0	4,0	0,5	0,7
2011	1,3	3,4	3,3	2,7	0,9	21,7	4,0	0,5	0,7

Де:

1.  $I_1$  – індекс забруднення компонентами сольового складу;
2.  $I_2$  – еколого - санітарний індекс;
3.  $I_3$  – індекс показників токсичної дії;
4.  $I_E$  – загальний екологічний індекс;
5.  $I_{ЗВ}$  – індекс забруднення води;
6. ПХЗ-10 (фіз-хім.) – показник хімічного забруднення води за фізико-хімічними властивостями;
7. ПХЗ-10 (антр.) – показник хімічного забруднення води за речовинами органічного походження та біогенними компонентами;
8.  $F$  – функція відповідності отримана на основі методу багатокритеріальної оптимізації всіх хімічних показників;
9. Сумарний  $N$  – сумарна концентрація азоту амонійного, нітратного та нітритного.

Аналізуючи загальний екологічний стан акваторій ВБУ верхніх ділянок Київського водосховища за останні 25 років можна констатувати наступне: з початку 90-х років минулого століття спостерігається помітне зменшення впливу комплексу показників токсичної дії ( $I_3$ ), що, на нашу думку, пов'язане з особливим режимом експлуатації Київського водосховища після аварії на Чорнобильській АЕС, відсутність прямого

антропогенного впливу та спрацювання самоочисних механізмів гідроекосистеми. Цією ж причиною пояснюється і збільшення значень еколого-санітарного Індексу ( $I_2$ ), що є результатом посилення процесів евтрофікації водойми.

Проте варто зазначити, що збільшення значень Індексу сумарних показників хімічного забруднення води (рис. 1) відбулося виключно за рахунок протікання вторинних сукцесійних процесів у водоймі, а саме - збільшення об'ємів продукованого  $\text{CO}_2$ , підвищення значень вмісту біогенів у результаті інтенсифікації процесів заростання та заболочення даної ділянки водосховища, спровокованого штучним зменшенням водообміну водойми після аварії на Чорнобильській АЕС [5]. Посилення антропогенного забруднення акваторій за період досліджень не спостерігалось.

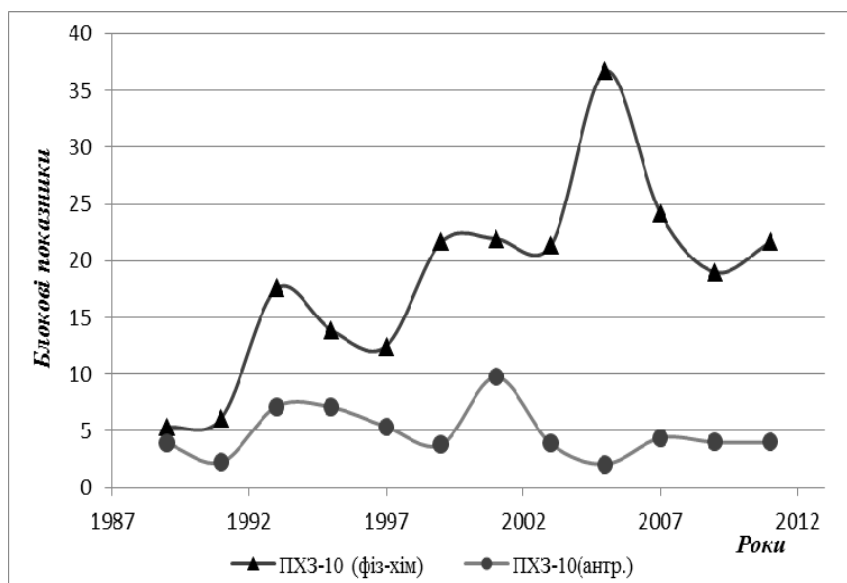


Рис. 1. Динаміка значень сумарних показників хімічного забруднення води (ПХЗ-10) верхів'я Київського водосховища

На підставі проведених розрахунків екологічної оцінки якості води верхів'я Київського водосховища можна констатувати:

1) за еколого-санітарним блоком спостерігається тенденція до погіршення, значення індексу зростає 2,5 від до 3,7. Так, стан водойми на 1989 рік відповідає II класу якості води, 2 категорії, 2(3) субкатегорії (“дуже добрі”, “чисті” води) та змінюється до III класу якості, 4 категорії, 3-4 субкатегорії (води, перехідні за якістю від “добрих”, “досить чистих” до “задовільних”, “слабо забруднених”) станом на 2011 рік;

2) за критерієм специфічних речовин токсичної та радіаційної дії навпаки простежується позитивна динаміка. Так якість води водосховища станом на 1993 р. відноситься до III класу якості, 5 категорії, 5(4) субкатегорії (“посередніх”, “помірно забруднених” вод), а в 2011 р. – до II класу, 3 категорії, 3(4) субкатегорії (“добрих”, “досить чистих” з тенденцією наближення до “задовільних”, “слабо забруднених” вод);

3) величина інтегрального екологічного індексу  $I_E$  коливається в межах від 2,3 до 3,1, що дає підставу віднести водойму в цілому до II класу якості води, 3 категорії. Вода за якістю оцінюється як “добра” за станом, “досить чиста” за ступенем чистоти.

4) отримані значення індексу забруднення води відповідають II класу якості “чисті води” і коливаються в межах 0,4-1,1 (окрім 1993, 1995 та 2001 років - стан “помірно забруднені води”). Для вод другого класу характерні певні зміни порівняно з природними, однак ці зміни не порушують екологічної рівноваги;

5) простежується зростання концентрації сумарного азоту, що може бути спричинене як інтенсивністю розкладу органічних речовин, так і збільшенням антропогенної евтрофікації вище розташованих ділянок річок Дніпра та Прип'яті.

## ВИСНОВКИ

За гідрохімічними показниками якості води акваторії ВБУ верхніх ділянок Київського водосховища відповідають водам задовільної якості, що здатні забезпечувати умови існування біотопів широкого екологічного спектру: від мезо- та мезо-евтрофного до евтрофного та дистрофного комплексів, забезпечуючи значне біотичне різноманіття водної та коловодної флори і фауни. Зміни гідрохімічного складу вод акваторій ВБУ спричинені перебігом природних процесів та вторинних сукцесій, насамперед посиленням заростання акваторій водосховища.

## БІБЛІОГРАФІЯ

1. Ramsar Handbooks for the Wise Use of Wetlands. Ramsar Convention Bureau, 2000
2. Водно-болотні угіддя України. Довідник /Під ред. Марушевського Г.Б., Жарук І.С. — К.: Чорноморська програма Wetlands International, 2006. — 312 с., 2006
3. Досвід використання “Методики екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями” (пояснення, застереження, приклади) А.В. Яцик, В.М. Жукинський, А.П. Чернявська. — К.: Оріяни, 2006. — 60 с.
4. ІВА території України: території, важливі для збереження видового різноманіття та кількісного багатства птахів. — За ред. О. Микитюка. — Київ: СофтАРТ, 1999. — 324 с.
5. Клоков В.М., Широкая З.О., Паньков И.В. и др. Накопление радионуклидов высшими водными растениями и структура их зарослей в Припятском отроге Киевского водохранилища // Гидробиол. журн. 1993. Т. 29. № 5. С. 61–72
6. Комплексные оценки качества поверхностных вод / Под ред. А. М. Никанорова. - Л.: Гидрометеиздат, 1984. - 139 с.
7. Конвенція про охорону дикої флори та фауни і природних середовищ існування в Європі. Верховна Рада України. Офіційний веб-сайт. — [http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/995\\_032](http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/995_032)
8. Мальцев В.І., Зуб Л.М., Карпова Г.О., Костюшин В.А., Титар В.М., Мішта А.В., Некрасова О.Д. Водно-болотні угіддя Дніпровського екологічного коридору. — К.: Недержавна наукова установа Інститут екології ІНЕКО, Карадзький природний заповідник НАН України, 2010. — 142 с. — Іл. 21. — Бібл.: С. 113–121.
9. Осадчий В.І., Набиванець Б.Й., Осадча Н.М., Набиванець Ю.Б. Гідрохімічний довідник: Поверхневі води України. Гідрохімічні розрахунки. Методи аналізу. — К.: Ніка-Центр, 2008. — 656 с.
10. Правила експлуатації водосховищ Дніпровського каскаду // За ред. А.В.Яцика. — К.:Генеца, 2003. — 176 с.

## ФЕНОЛЬНІ КИСЛОТИ *PHRAGMITES COMMUNIS* TRIN. І ЇХ ВПЛИВ НА ФУНКЦІОНАЛЬНУ АКТИВНІСТЬ ВОДОРОСТЕЙ

Усенко О.М.

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ  
ecos\_inhydro@ukr.net

Серед великого різноманіття речовин, що забруднюють поверхневі води, окрім синтетичних фенолів існує більше тисячі сполук цієї природи, що синтезуються рослинами і можуть виділятися у водне середовище. Повсякчас виникає періодичне „цвітіння” води синьозеленими і діатомовими водоростями, біомаса яких може сягати декількох десятків і навіть сотень грамів в 1м<sup>3</sup>. Деякі з них біологічно активні, а їх окисно-відновлювальні потенціали свідчать про те, що вони приймають участь в обміні речовин, змінюючи протікання фізіологічних функцій у рослин. Найбільше фенольних сполук виявлено у вищих рослин, де їх міститься на порядок більше ніж у водоростей. Саме тому макрофіти є основними продуцентами екзогенних поліфенолів [5].

По хімічному складу і будові до фенолкарбонових кислот відносять і гумінові кислоти, що утворюються при гуміфікації рослинних залишків. Незначні кількості гумінових кислот з'являються в рослинних залишках уже на ранніх стадіях їх розкладу, а солі лужних металів гумінових кислот добре розчиняються у воді і при підкисленні середовища можуть виділятися в осади.

Не так давно домінувала думка, що гумінові речовини негативно впливають на продуктивність водойм, причому уявлення про полігумозні водойми ототожнювались з уявленнями про дистрофні, з бідним розвитком життя водойми. Тепер відомі роботи, які свідчать, що серед напівгумозних водойм поряд з дистрофними зустрічаються і досить продуктивні. В деяких рибоводних ставках українського полісся були виявлені водойми з багатим розвитком фіто- і зоопланктону [3].

При значному вмісті гумінових речовин (з кольоровістю води до 150–300°) при слаболужній, нейтральній та слабокислій реакції води та при заростанні їх ВВР у більшості випадків склад домінантних форм подібний. До них належать, наприклад, *Dictyosphaerium pulchellum*, *Desmodesmus communis*, *Sc. bijugatus*, *Acutodesmus acuminatus*, *Sc. onoliensis*, *Coelastrum microporum*, *C. proboscideum*, *Chlorella sp.*, *Ankistrodesmus angustus*, *Cricigenia tetrapedia*, *Schroideria setigera*, *Kirchneriella obesa* та ін. Такі відмінності домінантів водоростей різних ставків більш за все обумовлені заростанням їх макрофітами, які продукують у середовище фенольні сполуки, що гальмують розвиток планктонних синьозелених водоростей і стимулюють ріст зелених. Концентрації гумінових речовин у цих ставках практично однакові і тому, очевидно, не є основною причиною зміни структури фітопланктону в цих водоймах [7].

Особливої уваги заслуговують фенолкарбонові кислоти (ФКК), багато з яких (кавова, корична, кумарова, ферулова, галова, ванілінова) відзначаються високою алелопатичною активністю [10]. Але кількість і склад фенольних сполук значною мірою залежать від різних чинників: виду рослини, рН середовища, сезону та стадії розвитку рослинних організмів. *Phragmites communis* Trin. (очерет звичайний) відноситься до найпоширеніших видів повітряно-водних рослин, бо зустрічається як в заплавах рік, так і на берегах водосховищ, річок, озер та болотах. В зв'язку з цим проведено дослідження вмісту цих речовин у фітомасі і воді (сезонна динаміка) в місцях зростаннях.

Вміст розчинених фенолкарбонових кислот досліджували у воді оз. Центральне (м. Київ) в заростях *Phragmites communis* Trin. Зразки води (2 дм<sup>3</sup>) відбирали на прибережній станції до початку вегетації очерету (березень), під час активної вегетації (серпень), та наприкінці вегетативного сезону (жовтень). Для фітомаси використовували наземні частини рослин – стебла і листя (3 г сухої маси). Фенолкарбонові кислоти з води і фітомаси виділяли згідно методики Солдатенкова, Мазурової [6] з використанням іонообмінних смол КУ-2 та ЕДЕ-10П.

Визначення ФКК проводили методом високоефективної рідинної хроматографії на хромато-мас-спектрометричному комплексі Agilent 1200 Quadrupole 6130 в системі розчинників вода – ацетонітрил з додаванням 0,1% мурашиної кислоти, швидкість потоку складала 0,5 см<sup>3</sup>/хв, DAD: 215, 240, 254, 270, 320 нм, MSD – позитивна іонізація, режим моніторингу іонів m/z: 123, 139, 149, 155, 165, 169, 171, 181, 182, 195, 199, 209, 225.

Для дослідження фотосинтетичної активності використовували культури синьозелених *Microcystis aeruginosa* Kütz. emend. Elenk. HPDP-6 і зелених *Acutodesmus dimorphus* (Turp.) Meyen IBASU-A251 водоростей. Експозиція для *Microcystis aeruginosa* складала 3 доби, для *Acutodesmus dimorphus* – 7 діб.

Встановлено, що вміст фенолів і хінонів у вищих водяних рослин являється лабільним показником, який характеризується скоріш видоспецифічними особливостями, чим залежністю від місця зростання або приналежності до тої чи іншої екологічної групи [8]. Так, в фітомасі *Phragmites communis* кількість цих речовин складала 18,35 і 0,50 мг/г сухої маси відповідно. Літературні дані вказують, що ці сполуки грають важливу роль в екологічному метаболізмі прісноводних екосистем та приймають участь у формуванні взаємовідношень вищих водяних рослин і водоростей [4]. Тому вміст цих речовин в заростях рослин визиває

особливий інтерес. Було встановлено, що кількість хінонів в заростях *Phragmites communis* була в 2,3 рази більше, чим фенолів. Причиною цього можливо являється рН середовища, яке складало 8,55 на той період [8].

Фенольним сполукам характерна таксономічна специфічність, у зв'язку з відмінністю ферментних систем, що приймають участь в процесі їх біосинтезу [2], а також різниці навіть на рівні одного виду рослин – у одного сорту можуть переважати антоціани і фенольні кислоти, у другого – катехіни і рутин [1].

Результати проведеного хроматографічного аналізу показали, що в фітомасі *Phragmites communis* встановлені такі ФКК: бензойна, *n*-оксибензойна, саліцилова, корична,  $\alpha$ -резорцилова,  $\beta$ -резорцилова, протокатехова, ванілінова, галова, кофейна і бузкова кислоти. В невеликій кількості кофейна, кумарова, ферулова і синапова кислоти (рис. 1).

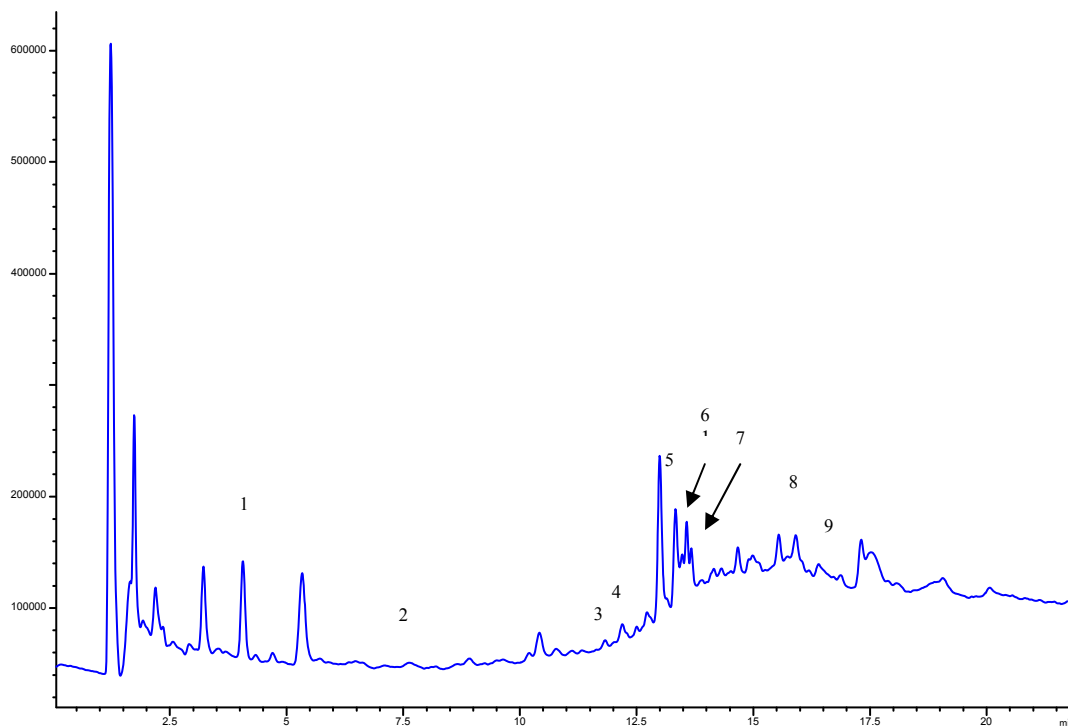


Рис. 1. Хроматограма комплексу фенолкарбонових кислот *Phragmites communis*: 1 – галова, 2 – протокатехова, 3 –  $\alpha$ -резорцилова, 4 – *n*-оксибензойна, 5 – ванілінова, 6 –  $\beta$ -резорцилова, 7 – бузкова, 8 – бензойна, 9 – саліцилова

Найбільший вміст ФКК був зареєстрований у бензойної і ванілінової кислоти, що складало 2892,3 і 894,0 мкг/г відповідно (табл.1). Суттєва кількість була у галової, саліцилової та *n*-оксибензойної кислот. Всі вони являються алелопатично активними і можуть накопичуватись у середовищі та ґрунтах, де можуть впливати не тільки на структуру альгоугруповань, а й погіршувати якість води. Загальний вміст ФКК складає 5416,8 мкг/г, що дозволяє не тільки впливати на водорості, а й захищати освоєний ареал від інших видів. Так, наприклад *Myriophyllum spicatum* пригнічує інші макрофіти, особливо *Najas marina* [9]. Для встановлення закономірностей виділення цих речовин в навколишнє середовище були проведені дослідження за допомогою сезонної динаміки. В результаті спостерігалась різниця екзометаболітів фенольної природи протягом року. Найбільша їх кількість була встановлена в літній період – 15,44 мкг/дм<sup>3</sup>, а найменша в осінній – 6,95 мкг/дм<sup>3</sup>. Слід відзначити, що більша їх частина у першому випадку була за рахунок галової і бензойної кислоти, а в другому – *n*-оксибензойної, галової і бензойної кислот. Весняний період характеризувався великою кількістю бензойної, саліцилової і ванілінової кислот, можливо за рахунок відмирання рослин в зимовий період.

Таблиця 1

Вміст фенолкарбових кислот у фітомасі і заростях *Phragmites communis*

Концентрація фенолкарбових кислот					
Назва ФКК, m/z	Фітомасі, мкг/г	Воді, мкг/дм <sup>3</sup>			
		Дата відбору			
		весна	літо	осінь	
123	Бензойна	2892,4	7,54	5,90	1,67
139	<i>n</i> -оксибензойна	237,6	сліди	0,07	3,62
139	Саліцилова	298,4	1,28	0,20	0,07
149	Корична	43,2	0,27	0,24	0,11
155	Протокатехова	32,8	–	–	–
155	$\alpha$ -резорцилова	72,8	–	–	–
155	$\beta$ -резорцилова	63,2	–	–	–
165	Кумарова	5,6	–	–	–
169	Ванілінова	894,0	1,03	0,55	0,04
171	Галова	352,6	0,06	8,43	1,38
181	Кофейна	91,1	0,05	0	0,02
195	Ферулова	80,2	сліди	0,05	0,04
199	Бузкова	329,3	–	–	–
225	Синапова	24,0	–	–	–
Загальна сума		5416,8	10,23	15,44	6,95

Вищі водні рослини відрізняються високим аделопатичним потенціалом, який проявляється при взаємовідношеннях між ними і водоростями. До аделохімічних агентів, що впливають на численні фізіологічні процеси відносяться і фенолкарбові кислоти.

У зв'язку з цим були проведені дослідження по встановленню дії фенольних комплексів *Phragmites communis* на фотосинтетичну активність синьозеленої (*Microcystis aeruginosa*) і зеленої (*Acutodesmus dimorphus*) водоростей (табл. 2).

Таблиця 2

Вплив ФКК *Phragmites communis* на фотосинтетичну активність культур водоростей

Концентрація фенольних сполук, мкг/дм <sup>3</sup>	Концентрація хлорофілу <i>a</i> , мкг/дм <sup>3</sup>	Фотосинтетична активність, $\Delta F$
<i>Microcystis aeruginosa</i>		
6160	2,08±0,044	0,00
3080	2,86±0,002	0,042±0,0001
1540	2,33±0,001	0,067±0,0001
616	2,59±0,001	0,070±0,0001
462	3,44±0,001	0,167±0,0001
Контроль	3,89±0,008	0,21±0,0002
<i>Acutodesmus dimorphus</i>		
13020	3,56±0,156	0,123±0,0004
8680	14,07±1,239	0,614±0,0006
4340	19,10±1,462	0,680±0,0001
2640	19,15±1,334	0,682±0,0001
1730	19,36±1,512	0,690±0,0001
Контроль	18,38±0,164	0,565±0,0026

Досліди з культурою синьозеленої водорості *Microcystis aeruginosa* показали, що пригнічення її росту спостерігається вже при концентрації 462 мкг/дм<sup>3</sup>, а 6160 мкг/дм<sup>3</sup>

призводить до повного відмирання. У культурі зеленої водорості *Acutodesmus dimorphus* пригнічення було лише при кількості цих речовин більше 4340 мкг/дм<sup>3</sup>. При цьому гальмувалась фотосинтетична активність, але культура повністю не відмирала навіть при більш високих концентраціях досліджуваних речовин – до 13020 мкг/дм<sup>3</sup>. Відставання в рості досліджуваної культури *Chlorophyta* спостерігалось лише на 7-му добу експерименту. Всі ці закономірності вказують на пригнічення росту синьозелених водоростей при концентраціях вище 400 мкг/дм<sup>3</sup>, в той час як у зелених водоростей ці показники на порядок вище.

Таким чином можна стверджувати, що фенольні кислоти *Phragmites communis* не тільки мають широкий спектр, але і можуть накопичуватись у великій кількості у водному середовищі та ґрунтах. На основі цього створюється суттєвий тиск не тільки на структури альгоугруповань, а й в залежності від масштабів заростей на якість поверхневих вод. Особливо ці процеси посилюються у весняний період, за рахунок відмерлих решток рослин.

#### БІБЛІОГРАФІЯ

1. Гребенникова О.А., Ежов В.Н. Содержание фенольных соединений в плодах алычи в процессе созревания // Физиология и биохимия культурных растений. – 2011. – Т. 43, № 5. – С. 378–383.
2. Запрометов М.Н. Фенольные соединения: Распространение, метаболизм и функции в растениях. – М: Наука, 1993. – 272 с.
3. Коненко Г.Д., Підгайло М.Л., Радзимовський Д.О. Ставки Полісся України. – Київ: Вид-во АН УРСР, 1961. – 265 с.
4. Романенко В.Д., Сакевич А.И., Усенко О.М. О механизме действия легкоокисляющихся фенолов на фотосинтетическую активность водорослей // Гидробиол. журн. – 2006. – 42, № 2. – С. 87–97.
5. Сакевич О.Й., Усенко О.М. Алелопатія в гідроекосистемах / Київ: Логос, 2008. – 344 с.
6. Сакевич О.Й., Усенко О.М., Баланда О.В. Біохімічний аналіз водяних рослин. – Київ: Логос. 2009. – 372 с.
7. Усенко О.М., Сакевич О.Й., Баланда О.В. Резистентність водоростей до біологічно активних речовин. – Київ: Логос. 2010. – 192 с.
8. Усенко О.М. Сравнительное изучение содержания фенолов и хинонов в фитомассе высших водных растений и среде их обитания // Гидробиол. журн. – 2012. – 48, № 4. – С. 77–84.
9. Adami M., Waisel G. Inter-relationships between *Najas marina* L. and three other species of aquatic macrophytes // Hydrobiologia. – 1985. – Vol. 126, N 2. – P. 169–173.
10. Patterson D.T. Effects of allelopathic chemical on growth and physiological responses of soybean (*Glycine max.*) / D.T. Patterson // Weed Sci.,– 1981. – 29, N 1. – P. 53–59.

#### СОЗОЛОГІЧНИЙ АНАЛІЗ РАРИТЕТНИХ АСОЦІАЦІЙ КЛЮЧОВИХ ТЕРИТОРІЙ ПЕРСПЕКТИВНОЇ ЕКОМЕРЕЖІ ХМЕЛЬНИЧЧИНИ

<sup>1</sup>Устименко П.М., <sup>1</sup>Дубина Д.В., <sup>2</sup>Любинська Л.Г.

<sup>1</sup> Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України

<sup>2</sup> Кам'янець-Подільський національний університет ім. Івана Огієнка  
geobot@ukr.net, skilub@mail.ru

Базовою концепцією сучасної охорони природи у Європі є формування екомережі, що дозволяє зберегти не лише окремі осередки біорізноманітності, а й забезпечити їх оптимальне природне функціонування, відновлення та збагачення фітофону, фітоценофону та екофону будь-якої території. У цьому контексті Україна є активним співучасником процесу розбудови національної екомережі як невід'ємної частини Паневропейської. На початковому етапі надзвичайно актуальною і нагальною справою у природоохоронному напрямку є створення екомережі для кожного з регіонів України (у тому



числі і для Хмельницької області) як складових національної екомережі. Основним завданням, що розв'язується на етапі аналізу території регіону є виявлення ділянок, які мають стати центрами збереження біотичної і ландшафтної різноманітності. Такі виділені центри розглядаються як природні ядра (ключові території) екомережі. Саме від цих ділянок, що відзначаються найвищим рівнем біорізноманіття, найбагатшим генофондом, фітофондом і фітоценофондом, мають розходитися екокоридори та охоплювати своєю мережею всю територію України [1].

Більшість українських наукових публікацій стосуються загальнодержавного рівня формування національної екомережі на основі різних наукових та методичних підходів, а також висвітлюють регіональний рівень організації екомереж. Перша схема регіональної екомережі Хмельницької області з короткою характеристикою п'яти виділених ключових територій наводиться у колективній монографії “Заповідні перлини Хмельниччини” [2; 3]. Детальнішу схему екомережі регіону розробили Л.С. Юглічек та Т.В. Виговська [9]. Ними визначені основні структурні елементи екомережі, науково обґрунтовано їхнє виділення, дана характеристикам ландшафтної та біотичної різноманітності.

Хмельниччина належить до найбільш девастрованих регіонів країни, у якому лісистість складає всього 12,9%, а розораність – 60,8% [9]. Внаслідок нераціонального господарювання у цьому регіоні надзвичайно деформована вся структура природних ресурсів. Ділянки, зайняті природними екосистемами, є фрагментованими, відокремленими сільськогосподарськими угіддями, населеними пунктами, промисловими об'єктами тощо. Разом з цим, багато з них ще зберегли донині природний стан рослинних угруповань з властивими для них флорою та фауною. Унікальні за своїми ландшафтами, багатством та різноманіттям рослинного і тваринного світу природні екосистеми взяті під охорону. Площа природоохоронних територій області є досить значною і складає 14,8% її території. Саме вони стали центрами виділення природних ядер або ключових територій проекрованої екомережі.

Розроблення та створення екомережі даного регіону дозволить об'єднати в єдину цілісну систему його заповідний фонд, фрагментовані залишки природної рослинності, здійснити надійне збереження біотичної та ландшафтної різноманітності, забезпечити відновлення рослинного покриву деградованих ділянок і репатріацію втрачених видів рослин та тварин. Розвиток такої системної природоохоронної екоструктури дозволить забезпечити і успішне збереження раритетного фітоценофонду території – найвразливішої складової рослинності. Раритетний фітоценофонд – це сукупність синтаксонів, угруповання яких мають унікальний, рідкісний та звичайний тип асоційованості домінантів, в яких останні мають аутфітосозологічну, ботаніко-географічну, історичну значущість чи відзначаються ценотично оригінальним поєднанням ширококорозповсюджених видів і характеризуються вразливістю, низьким ступенем трапляння, обмеженими площами поширення і перебувають під загрозою зникнення. У зв'язку з цим є актуальними дослідження сучасного стану раритетного фітоценофонду ключових територій Хмельниччини як вузлових елементів екомережі, територій збереження генетичної, видової, екосистемної та ландшафтної різноманітності, середовищ існування організмів (тобто територій важливого біологічного та екологічного значення), добре інтегрованих у ландшафті.

За рослинним покривом більша частина території Хмельницької області належить до лісостепової зони, і незначна – до європейської широколистянолісової. Особливості географічного положення, рельєфу та клімату зумовили формування ценотично багатой природної рослинності, представленої лісовим, чагарниковим, степовим, лучним, болотним і водним типами її організації. Серед представлених у регіоні типів рослинності лісова, степова, болотна та водна рослинність відзначаються наявністю групи раритетних асоціацій національного та регіонального рівнів. Це пояснюється аутфітосозологічним та фітоценосозологічним значенням, ботаніко-географічною специфічністю великої групи домінантів цих типів рослинності, яка проявляється у їхній диз'юнктивно- та

пограничноареальності, стенотопності еколого-ценотичних ніш, локальності поширення і низьким траплянням фітоценозів.

З огляду на фітосозологічну значущість цих масивів, автори розширили перелік ключових територій для регіону та виділили сім ключових територій національного рівня (КТНР) – Калюська, Щедрівська, Вовчанська, Смотрицька, Іванковецька, Тернавська, Дністровська, та 17 ключових територій регіонального рівня (КТРР) – Ушицька, Плужнянська, Ізяславська, Красилівська, Ярмолинецька, Вінковецька, Івахновецька, Бужоцька, Бубнівська, Ставищанська, Староконстянтинівська, Чернятинська, Данилівська, Великоберезнянська, Довжоцька, Малополіська, Мальованська. Вони відзначаються різноманітністю біоти і добре збереженими природними ландшафтами, що мають національну та регіональну цінність. Їхній рослинний покрив є різноманітним з високим ступенем збереженості. На кожній ключовій території наявні природно-заповідні об'єкти різних категорій та рангів, часто займаючи значний відсоток їхніх площ.

За розробленою типологією територіальних елементів екомережі [8] ключові території належать до біотичних (з біорізноманіттям, значно вищим за фонове у регіоні), гідробіологічних (болотні масиви, прибережно-водна рослинність, великі за площею водойми), природно-ландшафтних (збережені ділянки природних ландшафтів) типів. За площами, що займають ключові території, вони є здебільшого середніми (площею 2–10 км<sup>2</sup>) та відносно великими (10–100 км<sup>2</sup>). За формою контурів ключові території мають переважно променеву, еліпсоподібну та розсічену форми. За типами територіальної цілісності вони є суцільними, дірчастими та кластерними. В екологічному аспекті за їхнім теплозабезпеченням переважаючими є ксеротермні, мезоксеротермні, ксеромезотермні типи. За зволоженістю (за рівнем забезпеченості вологою рослинних угруповань) ключові території поділяються на такі типи: субгігморфні (прибережно-водна рослинність, болота, вологі луки, заплавні ліси), мезоморфні (справжні луки, ліси), субмезоморфні (базифільні ліси). За трофічністю екотопів ключових територій переважаючими є типи мезотрофні (насиченість солями 100–150 мг/л), субевтрофні (150–200 мг/л) та евтрофні (>200 мг/л).

Створення екомережі вимагає комплексної оцінки стану її ключових територій за багатьма природними та соціальними показниками. Одним із важливих є наявність та значущість раритетного фітоценофонду. Основною ідеєю досліджень є з'ясування представленості у ключових територіях рідкісних та таких, що знаходяться під загрозою зникнення синтаксонів рослинності, які занесені до Зеленої книги України (ЗКУ) [4], визначення ступеню їхньої трансформації та шляхів оптимізації стану.

Раритетний фітоценофонд ключових територій національного та регіонального рівня налічує 68 асоціацій 19 формацій. Це становить 2,5% від раритетного фітоценофонду України [4]. Серед типів рослинності найбагатшим є раритетний фітоценофонд степової рослинності. Він налічує 25 раритетних асоціацій. У складі вищої водної виявлено 21 асоціацію, лісової – 19, болотної – лише три. Така представленість раритетних асоціацій у цілому співвідноситься із фітоценотичним багатством і різноманітністю типів організації рослинності регіону, ступенем їхньої збереженості та порушеності, різноманітністю екотопів, ботаніко-географічними особливостями. Раритетні асоціації на території парку поширені нерівномірно. Водні та болотні раритетні угруповання зосереджені у центральній та північній частинах регіону, а лісові та степові – переважно у центральній та південній. Це пояснюється ботаніко-географічними особливостями території.

За характером асоційованості популяцій домінуючих видів в угрупованнях раритетні асоціації належать до двох груп: перша – з рідкісним типом асоційованості, друга – зі звичайним типом асоційованості. Фітоценози 48 раритетних асоціацій характеризуються рідкісним типом асоційованості, 20 – звичайним. Серед типів рослинності розподіл асоціацій за цим показником характеризується таким чином: усі лісові та болотні раритетні асоціації (відповідно 19 та 3) відзначаються рідкісним типом асоційованості, степові – 22 рідкісним типом асоційованості і 3 звичайним, водні – відповідно 4 та 17.

У формуванні фітоценозів 37 асоціацій беруть участь види, занесені до Червоної книги України [7] (у 32 асоціаціях – як доміант, у 5 – співдоміант (усі трав'яні види)). Сім асоціацій утворюють види, занесені до Додатку I Бернської Конвенції про охорону дикої флори і фауни та природних середовищ існування в Європі (у п'яти асоціаціях – як доміант, у двох – як співдоміант).

Ботаніко-географічну значущість мають 42 раритетні асоціації. Більшість із них знаходяться на північно-східній межі поширення. Це 20 асоціацій (29% раритетного фітоценофонду), основу яких становлять лісові угруповання (15 асоціацій), решта представлена асоціаціями степової рослинності (5 асоціацій). Східну межу ареалу мають 6 асоціацій (по 3 лісові та болотні), південну – 8 (усі водні), північну – 3 (усі степові). Найвищий ступінь екологічної цінності мають угруповання, сформовані за участю ендемічних видів (4 степові асоціації), та видів, що в Україні відзначаються диз'юнктивними ареалами (1 лісова асоціація). Решта 26 раритетних асоціацій утворені видами, що знаходяться у межах їх ареалів.

В системі ознак синфітосозологічної класифікації [6] 39 асоціацій належать до I синфітосозологічного класу (СФК), решта 32 – до II СФК. За ступенем наукової та екологічної цінності вони відносяться до трьох синфітосозологічних категорій. До «категорії 2» (угруповання з рідкісним типом асоційованості домінуючих видів, в яких доміант або співдоміант мають аутфітосозологічну (занесені до ЧКУ, ЄЧС), ботаніко-історичну (релікти), ботаніко-географічну (ендеміки, диз'юнктивноареальні, пограничноареальні види та види, що знаходяться на межі висотного поширення) значущість, або відзначаються ценотично оригінальним поєднанням ширококорозповсюджених видів, синекологічні оптимуми яких відмінні і характеризуються зменшенням площ місцезростань) належать 47 асоціацій; до «категорії 3» (угруповання із звичайним типом асоційованості домінуючих видів, в яких останні мають аутфітосозологічну (занесені до ЧКУ, ЄЧС), ботаніко-історичну (релікти), ботаніко-географічну значущість (ендеміки, диз'юнктивноареальні, пограничноареальні види та види, що знаходяться на межі висотного поширення), що стали рідкісними внаслідок впливу природних чи антропогенних факторів і мають тенденції до зменшення площ місцезростань) включено 14 асоціацій; до «категорії 4» (угруповання із звичайним типом асоційованості домінуючих видів, що стали рідкісними внаслідок впливу антропогенних чинників і знаходяться під загрозою зникнення при подальшій дії несприятливих факторів) увійшли п'ять асоціацій.

Залежно від стану та ступеня загрози для рослинного угруповання за статусом вони поділяються на рідкісні (22 асоціації), такі, що перебувають під загрозою зникнення (33 асоціації) та типові, які потребують охорони (13 асоціацій).

На ключових територіях описані раритетні асоціації, які пропонуються для включення до другого видання ЗКУ. Зокрема для лісової рослинності для синтаксонів вищого рангу 8 \*\* – *Carpineto (betuli)–Fagetum (sylvaticae) alliosum (ursini)*; 19 – *Quercetum (roboris) hederosum (helicis)*, *Quercetum (roboris) hederoso (helicis)–galiosum (odorati)*; 21 – *Carpineto (betuli)–*

\*\* - тут і далі арабськими цифрами позначені номери відповідних синтаксонів, які наведені у першому виданні Зеленої книги України(2009).

*Fageto (sylvaticae)–Quercetum (roboris) scopiosum (carniolicae)*; 22 – *Carpineto (betuli)–Quercetum (roboris) alliosum (ursini)* 23 – *Carpineto (betuli)–Quercetum (roboris) cornoso (maris)–sparsiherbosum*, *Carpineto (betuli)–Quercetum (roboris) cornoso (maris)–aegopodiosum (podagrariae)*, *Quercetum (roboris) cornoso (maris)–sparsiherbosum*; 26 – *Querceto (petraeae)–Quercetum (roboris) aegopodiosum (podagraria)*, *Querceto (petraeae)–Quercetum (roboris) galeobdolosum (lutei)*; 33 – *Quercetum (petraeae) cornoso (maris)–hederosum (helicis)*, *Quercetum (petraeae) cornoso (maris)–caricosum (pilosae)*. Для степової рослинності: 95 – *Stipetum (pulcherrimae) stiposum (pennatae)*; *Stipetum pulcherrimae purum*; 102 – *Caricetum humilis purum*, *Caricetum (humilis) elytrigosum (intermediae)*; 88 – *Stipetum (capillatae) sesleriosum (heufleriana)*, *Stipetum (capillatae) elytrigosum (intermediae)*; 104 – *Seslerietum (heufleriana) stiposum (capillatae)*.

Збереження, відновлення і стабілізація основних функціональних характеристик раритетних угруповань ключових територій регіону залежить від кількості та площі їхніх локалітетів, екологічних особливостей біотопів, динамічних тенденцій угруповань і ступеня загрози їхнього зникнення [5]. За представленістю угруповань раритетних асоціацій на виділених КТНР зазначимо, що 36 асоціацій трапляються лише на одній, 16 – на двох, 11 – на трьох, і лише дві – на чотирьох і більше ключових територіях національного рівня. На КТРР 22 асоціації представлені на одній і 3 – на двох таких територіях.

Протягом тривалого часу внаслідок різних форм антропогенного впливу на рослинний покрив регіону (рубання у лісах, пасторальна дигресія, рекреація, пожежі, меліорація, евтрофікація водойм тощо) у його ценотичній структурі відбулися істотні кількісні та якісні зміни, що вплинули на загальний стан раритетних фітоценозів. Оцінюючи ступінь загрози зникнення раритетних фітоценозів у межах ключових територій за такими показниками, як кількість локалітетів і площ раритетних угруповань, інтенсивність антропогенного впливу на їхній стан, надійність режиму охорони та можливість застосування біотехнічних заходів для їхнього збереження виділено три групи. Перша група включає раритетні фітоценози, що збереглися в дуже обмеженій кількості локалітетів (1–3) на малих площах в угіддях з високим ступенем загрози антропогенного впливу (*Carpineto (betuli)-Querceto (roboris)-Fagetum (sylvaticae) alliosum (ursini)*, *Fagetum (sylvaticae) alliosum (ursini)*, *Querceto (roboris)-Pinetum (sylvestris) rhododendroso (lutei)-vaccinosum (myrtilli)*, *Poetum (versicolis) caricosum (humilis)*, *Poetum (versicolis) stiposum (capillatae)*, *Caricetum (davalliana) hypnosum*, тощо).

Друга група: раритетні фітоценози та угруповання, що перебувають під загрозою зникнення, які збереглися в малій кількості локалітетів (10 і більше) на невеликих площах в угіддях з потенційними загрозами антропогенного впливу (*Quercetum (roboris) cornoso (maris)-caricosum (pilosae)*, *Stipetum pennatae purum*, *Caricetum (humilis) festucosum (valesiaca)* та ін.).

Третя група: раритетні угруповання, яким нині небезпека зникнення поки що не загрожує (*Carpineto (betuli)-Quercetum (roboris) hederosum (helicis)*, *Stipetum (capillatae) caricosum (humilis)*, *Ceratophylletum (submersi) elodeosum (canadensis)*, *Nupharetum (luteae) ceratophyllosum (submersi)*).

До переліку основних природоохоронних заходів з метою оптимізації їхнього стану відносимо такі: в лісових екосистемах з рідкісними типами асоційованості домінуючих видів, наявністю раритетних видів, а також високою продуктивністю, природною фітоценотичною структурою, лісогосподарськими заходами слід створити сприятливі умови для росту та відновлення визначених рідкісних та цінних деревних та інших видів, підтримання структури та стабільного функціонального стану таких угруповань. В лісових екосистемах необхідно здійснювати заходи щодо запобігання зміни природних комплексів, збереження та відновлення раритетних рослинних угруповань, що склалися історично. На зазначених територіях має здійснюватися регулярне вилучання з деревостану сухостійних, усихаючих, сильно ослаблених, пошкоджених шкідниками, хворобами та внаслідок стихійних природних явищ і техногенних впливів окремих дерев або їх груп. Такими заходами на цих територіях можуть бути санітарно-оздоровчі, інші господарські та природоохоронні заходи. Необхідно запобігати залісненню степових ділянок через впровадження факторів, які стримують їх сільватизацію (помірний випас, косіння). Враховуючи те, що раритетні водні фітоценози у регіоні приурочені до мілководних непроточних або слабопроточних водойм, для їхнього збереження необхідне проведення заходів, спрямованих на регулювання рівня товщі води із підтриманням стабільності їх функціонування, оптимізацію системи очищення стічних вод з метою запобігання евтрофікації водойм тощо.

Таким чином, створення та функціонування регіональної та національної екомережі сприятиме охороні і збереженню природних та відновленню порушених екосистем, і у першу чергу збереженню та відновленню раритетної складової фітостроми. Це дасть змогу вийти на новий рівень охорони раритетної компоненти регіональної флори та рослинності, призведе

до оптимізації екологічної ситуації в регіоні, а, отже, і до покращення середовища проживання людини.

#### БІБЛІОГРАФІЯ

1. Гродзинський Д.М., Шеляг-Сосонко Ю.Р., Черевченко Т.М та ін. Проблеми збереження та відновлення біорізноманіття в Україні. – К.: Видавничий дім “Академперіодика”, 2001. – 104 с.
2. Заповідні перлини Хмельниччини / Під ред. Т.Л. Андрієнко. – Хмельницький: ПАВФ “Інтрада”, 2006. – 220 с.
3. Заповідні перлини Хмельниччини / За заг. ред. Т.Л. Андрієнко. – Вид. 2-е, виправл. та доповн. – Кам’янець-Подільський: Вид-во ПП Мошинський В.С., 2008. – 248 с.
4. Зелена книга України / Під заг. ред. Я.П. Дідуха. – К.: Альтерпрес, 2009. – 448 с.
5. Стойко С.М., Мілкіна Л.І., Яценко П.Т., Кагало О.О., Тасенкевич Л.О. Раритетні фітоценози західних регіонів України (Регіональна “Зелена книга”). – Львів: Вид-во “Поллі”, 1998. – 190 с.
6. Устименко П.М. Фітоценосинтаксономічна різноманітність України: фітосозологія, методологія, аналіз та прикладні аспекти: автореф. дис. ... д-ра біол. наук: 03.00.05 / Інститут ботаніки НАН України. – К., 2005. – 37 с.
7. Червона книга України. Рослинний світ / За ред. Я.П. Дідуха. – К.: Глобалконсалтинг, 2009. – 900 с.
8. Шеляг-Сосонко Ю.Р., Гродзинський М.Д., Романенко В.Д. Концепція, методи и критерии созданий экосети Украины. – Киев: Фитосоциоцентр, 2004. – 144 с.
9. Юглічек Л.С., Виговська Т.В. Екологічна мережа Хмельниччини. Монографія. – Хмельницький: Вид-во Хмельницького університету управління та права, 2012. – 96 с.

### ВІДНОСНА ЧИСЕЛЬНІСТЬ МАСОВИХ РЯДІВ ГЕРПЕТОБІО НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ «ХОТИНСЬКИЙ» (ДОСЛІДЖЕННЯ 2012 РОКУ)

<sup>1</sup>Федоряк М.М., <sup>2</sup>Марко М.Ю.

<sup>1</sup>Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича,

<sup>2</sup>Національний природний парк «Хотинський»

m.m.fedoriak@gmail.com, maximus21@mail.ru

У 2012 році здійснювали дослідження мезофауни на території національного природного парку «Хотинський» та прилеглих ділянках. Національний природний парк «Хотинський» створений згідно Указу Президента України від 22 січня 2010 р. (№ 56/20-10) і знаходиться на етапі розбудови. Серед проблем функціонування і розвитку НПП «Хотинський» першочергове значення мають розробка «Проекту організації та функціонального зонування території парку», проведення функціонального зонування наявної території з визначенням заповідної зони, зон регульованої та стаціонарної рекреації, господарських зон, режиму їх використання [3].

*Матеріали і методи.*

Дослідження проводили на території національного природного парку «Хотинський» та його околицях протягом вегетаційного сезону 2012 року. Матеріал збирали методом ґрунтових пасток Барбера ємністю 200 мл (фіксує рідина – розчин етиленгліколю). Пастки (8 ділянок, по 12 пасток на кожній постійній дослідній ділянці (ПДД)) функціонували з 19.03 по 28.11.2012 р. Загальна експозиція пастко-діб (п-д) за період дослідження склала 20459, зібрано 80220 тварин.

Три ділянки (ПДД № 1-3) розташовані в урочищі «Кам’яний яр», на північно-східній околиці с. Каплівка, Хотинського району. Дані ділянки не входять до складу території НПП «Хотинський».

ПДД № 1 – закрита, знаходиться в мішаному лісі біля автошляху. Трав'яний покрив відсутній. Значне рекреаційне навантаження. Трапляється побутове сміття.

ПДД № 2 – закрита, знаходиться в листяному лісі біля струмка (на відстані до 5 м). Трав'яний покрив відсутній. Значне рекреаційне навантаження.

ПДД № 3 – відкрита, знаходиться вздовж лісового насадження. Трав'яний покрив добре розвинений, переважають злаки. Інтенсивне відвідування.

В околицях с. Анадолі Хотинського району розташовані чотири ПДД (№ 4, 5, 6, 8).

ПДД № 4 – відкрита, знаходиться за 100 м від води паралельно руслу р. Дністер, вниз за течією. Трав'яний покрив добре розвинений – пасторальна рослинність, переважають злаки. Інтенсивне випасання худоби.

ПДД № 5 – закрита, знаходиться за 100 м від води паралельно руслу р. Дністер, вниз за течією. Трав'яний покрив наявний, переважають злаки. Інтенсивне випасання худоби.

ПДД № 6 – відкрита, на крутому схилі (45°) південної експозиції, перпендикулярно руслу р. Дністер. Вище ділянки розміщене поле сільськогосподарського призначення. Трав'яний покрив добре розвинений – пасторальна рослинність, переважають злаки. Інколи випасається худоба.

ПДД № 8 – закладена влітку, розташована в основі крутого пагорба (60°) паралельно руслу р. Дністер (5 м від води). Відкритого типу. Поверхня ділянки вкрита каменистими брилами вапнякового походження. Трапляється побутове сміття.

ПДД № 7 – розміщена на північно-західній околиці м. Хотин біля лівого узбіччя під'їзної дороги до місця скидання твердих побутових відходів. Ділянка закритого типу (насадження *Juglans regia* L.). Сміттєзвалище стихійно розростається, обваловка порушена.

Результати та обговорення

Мезофауна поверхні ґрунту досліджених територій представлена чотирма типами, одинадцятьма класами та не менше як 30-ма рядами. Встановлено, що понад 97 % виявлених у пастках тварин належить до типу *Arthropoda*, а сумарна частка представників тварин інших типів становить менше 3% (в тому числі *Mollusca* – 1,04 %, *Annelida* – 0,22 %, *Chordata* – 0,05 %). При цьому на території ПДД № 1 обліковано представників 26 рядів, ПДД № 4 – 26, ПДД № 2 – 25, ПДД № 3 – 24, ПДД № 5 і 8 – по 23, ПДД № 7 і 6 – по 20.

Раніше нами виокремлено ряди, які є облігатними і найчисленнішими компонентами герпетобію аналізованих дослідних ділянок у різні сезони 2012 року [4, 6]. Метою цієї роботи є аналіз відносної чисельності найбільш масових рядів герпетобію НПП «Хотинський» і прилеглих територій протягом усього вегетаційного сезону (березень-листопад 2012 р.). Для кількісного аналізу нами обрано 10 найбільш масових рядів. Представники цих рядів склали 94,25 % від загальної кількості зібраного матеріалу, а саме: *Coleoptera* – 21,7 %, *Hymenoptera* – 22,6 %, *Isopoda* – 17,7 %, *Araneae* – 10,3 %, *Collembola* – 8,4 %, *Diptera* – 4,3 %, *Juliformia* – 2,5 %, *Opiliones* – 2,9 %, *Parasitiformes* – 2,4 %, *Homoptera* – 1,3 %.

На досліджених ділянках 1 і 3-8 відносна чисельність для згаданих рядів становила понад 90 %; виняток складає лише ПДД № 2, де високою відносною чисельністю характеризувалися представники *Gastropoda*.

Встановлено значне варіювання відносної чисельності зазначених рядів при порівнянні досліджених ПДД. Найбільш істотним варіюванням характеризуються: *Isopoda* (від 1,5 % на ПДД № 5 до 51,7 % на ПДД № 1), *Juliformia* (від 0,3 % на ПДД № 3 до 10,6 % на ПДД № 4), *Opiliones* (від 0,3 % на ПДД № 6 до 9,9 % на ПДД № 2). Для інших рядів відносна чисельність у складі герпетобію досліджених ділянок коливається у значно вужчих межах із мінімальним варіюванням для *Araneae* (від 5,7 % на ПДД № 6 до 19,0 % на ПДД № 5) (табл.).

Наведемо заокруглені показники відносної чисельності (у порядку зменшення) лише трьох наймасовіших на кожній із ПДД рядів:

ПДД № 1 – *Isopoda* (52 %), *Coleoptera* (12 %), *Collembola* (9 %);

ПДД № 2 – *Coleoptera* (29 %), *Collembola* (11 %), *Parasitiformes* (11 %);

ПДД № 3 – *Hymenoptera* (47 %), *Araneae* (19 %), *Coleoptera* (16 %);

ПДД № 4 – *Hymenoptera* (21 %), *Collembola* (20 %), *Coleoptera* (16 %);  
 ПДД № 5 – *Coleoptera* (45 %), *Araneae* (19 %), *Collembola* (10 %);  
 ПДД № 6 – *Hymenoptera* (54 %), *Coleoptera* (27 %), *Araneae* (6 %);  
 ПДД № 7 – *Isopoda* (38 %), *Coleoptera* (22 %), *Araneae* (9 %);  
 ПДД № 8 – *Hymenoptera* (38 %), *Isopoda* (32 %), *Araneae* (7 %).

Таблиця. Відносна чисельність герпетобіонтів найбільш чисельних рядів на досліджених ділянках (за весь сезон дослідження, %)

Найчисельніші ряди	ПДД №1* З	ПДД №2 З	ПДД №3 В	ПДД №4 В	ПДД №5 З	ПДД №6 В	ПДД №7 З	ПДД №8 В
<i>Coleoptera</i>	12,47	29,05	15,88	16,38	44,95	27,37	22,14	5,18
<i>Hymenoptera</i>	4,40	5,76	47,46	21,28	3,88	53,77	5,88	38,37
<i>Isopoda</i>	51,69	3,22	2,49	10,88	1,49	2,34	37,94	31,65
<i>Araneae</i>	5,66	6,65	18,97	10,17	19,01	5,73	9,35	6,58
<i>Collembola</i>	8,51	11,00	3,58	20,01	9,54	3,40	5,78	5,62
<i>Diptera</i>	6,55	8,43	4,02	1,38	3,85	1,37	4,89	3,99
<i>Juliformia</i>	2,47	2,14	0,25	10,58	0,49	0,71	2,43	1,14
<i>Opiliones</i>	0,67	9,86	0,59	0,51	7,06	0,33	3,23	1,27
<i>Parasitiformes</i>	3,57	10,77	0,77	0,52	2,29	0,41	1,10	0,40
<i>Homoptera</i>	0,12	0,33	2,42	2,86	1,09	0,55	1,88	1,23
Сум. відносна чисельність інших рядів	3,88	12,79	3,57	5,43	6,35	4,02	5,38	4,57
Загальна кількість рядів	27	25	24	26	23	20	21	23

Примітка: \* – характеристику ділянок див. у матеріалах та методах; З – ділянка закритого типу, В – ділянка відкритого типу (виділено жирним).

Таким чином, до трійки наймасовіших за окремими дослідженими ділянками рядів належать шість наступних: *Isopoda*, *Coleoptera*, *Collembola*, *Hymenoptera*, *Araneae* і *Parasitiformes*. Проведений нами раніше аналіз домінуючих груп у складі герпетобіої екосистем з різним рівнем антропогенного навантаження дозволив встановити домінування павуків для пасторальних екосистем Чернівецької області [5]; мокриць, перетинчастокрилих, твердокрилих і павуків – для промислових підприємств м. Чернівці [1]; павуків, жуків і мокриць – на території ландшафтного заказника «Цецино» [2]. У той же час, домінування *Parasitiformes* у складі герпетобіої території Буковини нами раніше не реєструвалося. Враховуючи можливу роль паразитіформних кліщів у поширенні інфекційних захворювань, ми детальніше проаналізували сезонну динаміку динамічної щільності *Parasitiformes* на тих ділянках, де зафіксовано їх найвищу відносну чисельність (рис.).

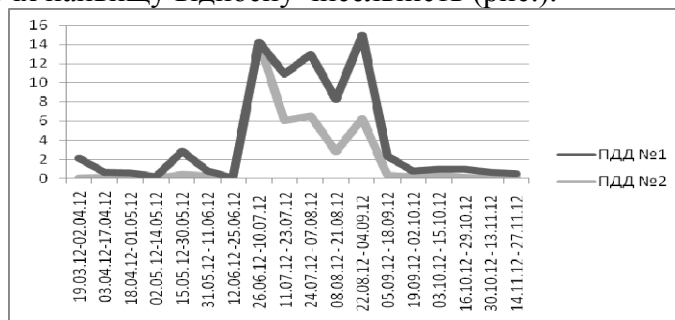


Рис. Динамічна щільність *Parasitiformes* у період березень-листопад 2012 р. на ПДД № 1 і 2, екз./10 п-д.

Виявлено істотне підвищення динамічної щільності *Parasitiformes* у період із кінця червня до початку вересня у лісі на території урочища «Кам'яний яр». Частину матеріалу передано спеціалістам для встановлення видової приналежності і аналізу їх медичного та ветеринарного значення.

Встановлено домінування *Hymenoptera* при високій відносній чисельності *Coleoptera* і *Araneae* для всіх ділянок відкритого типу (ПДД № 3, ПДД № 4, ПДД № 6, ПДД № 8). На ділянках же закритого типу домінують *Isopoda* (ПДД № 1 і ПДД № 7) або ж *Coleoptera* (ПДД № 2 і ПДД № 5).

При аналізі структури герпетобію ПДД № 7, як такої, що зазнає серед порівнюваних ділянок найістотнішого антропогенного впливу (розташована біля сміттєзвалища), встановлено, що найвищою динамічною щільністю тут характеризуються представники *Isopoda* – 11,01 екз./10 п-д, *Coleoptera* 6,42 екз./10 п-д та *Araneae* 2,71 екз./10 п-д. Чисельність інших представників мезофауни тут  $\leq 2$  екз./10 п-д. Домінування мокриць, перетинчастокрилих, твердокрилих та павуків встановлено нами раніше для герпетобію таких біотопів із високим ступенем техногенного забруднення, як території промислових підприємств м. Чернівці [1]. Окрім того тут обліковано представників найменшої, порівняно з іншими ділянками, кількості рядів – 20.

#### ВИСНОВКИ

Отже, герпетобій території національного природного парку «Хотинський» та його околиць характеризується значним різноманіттям на рівні високих таксонів (обліковано представників чотирьох типів, одинадцяти класів та не менше як тридцяти рядів). Аналіз відносної чисельності показав, що до наймасовіших рядів належать: *Coleoptera*, *Hymenoptera*, *Isopoda*, *Aranea*, *Collembola*, *Diptera*, *Juliformia*, *Opiliones*, *Parasitiformes*, *Hymenoptera* з різним ступенем варіювання їх відносної чисельності для досліджених ділянок. Встановлено істотне підвищення динамічної щільності *Parasitiformes* у період із кінця червня до початку вересня у лісі на території урочища «Кам'яний яр».

#### БІБЛІОГРАФІЯ

1. Брушнівська Л. В. Мезофауна поверхні ґрунту території деяких підприємств м. Чернівці / Л. В. Брушнівська, М. М. Федоряк, Л. М. Хлус, О. О. Анюк // Науковий вісник Чернівецького університету : Збірник наукових праць. – Чернівці: Рута, 2008. Вип. 416 : Біологія. – С. 124–133.
2. Гаращук В. Структура мезофауни поверхні ґрунту ландшафтного заказника «Цецино» // Матеріали студентської наукової конференції ЧНУ (13 - 14 травня 2010 р.). Природничі науки. – Чернівці: ЧНУ, 2010. – С. 37–38.
3. Доманчук А. Г., Коржик В. П. Національний природний парк «Хотинський»: проблеми створення та завдання подальшого розвитку / А. Г. Доманчук, В. П. Коржик // Заповідна Хотинщина: матеріали Міжнародної науково-практичної конференції, присвяченої розвитку заповідної справи й екомережі на Хотинщині та 150-річчю заснування Хотинського парку (м. Хотин, 23 грудня 2011 р.) / Ред. В. П. Коржик. – Чернівці: ДрукАрт, 2011. – С. 28–45.
4. Федоряк М. М. Мезофауна поверхні ґрунту Національного природного парку «Хотинський» (осінній аспект) / Федоряк М. М., Коржик В. П., Марко М. Ю. // Проблеми природоохоронного менеджменту територій з інтенсивним веденням господарства, прийнятих до складу національних природних парків. – Кременець : ТОВ «ПАПІРУС-К», 2013. – С. 152-154.
5. Федоряк М. М. Павуки (*Aranei*) в складі мезофауни поверхні ґрунту пасовищ з різним ступенем трансформованості Чернівецької області / М. М. Федоряк, С. С. Руденко, К. В. Євтушенко // Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. В.Гнатюка. Серія : Біологія. – 2008. – № 2 (36). – С. 121–127.
6. Федоряк М. М. Мезофауна поверхні ґрунту Національного природного парку «Хотинський» (весняний аспект) / Федоряк М. М., Ярошинська О. Г., Марко М. Ю. // Вісник Прикарпатського нац. ун-ту імені Василя Стефаника. Серія Біологія. – Вип. XVII. – Івано-Франківськ, 2012. – С. 95-99.



## ГІДРОФІЛЬНА БРІОФЛОРА ВЕРХІВ'Я БАСЕЙНУ Р. ТИСА (УКРАЇНСЬКІ КАРПАТИ) ТА ЇЇ СОЗОЛОГІЧНИЙ АНАЛІЗ

*Фельбаба-Клушина Л.М.*

ДВНЗ «Ужгородський національний університет», м. Ужгород  
kunik35@yandex.ru

Бріофіти – найуспішніша група рослин з точки зору різноманітності освоєних ними екотопів. Вони були першими зеленими рослинами, що вийшли на сушу і їх еволюційний шлях становить понад 400 млн. років [Tuba et al., 2011]. Відомо понад 16 тис. видів бріофітів. Особливо важливим є їх внесок у біорізноманітність флори північних регіонів планети, хоча у тропічних широтах теж поширена значна кількість мохоподібних. Так, наприклад, 7,5 % світового різноманіття бріофітів виявлено у Швеції, тоді як судинних рослин – лише 0,8 %. Населяючи різноманітні екотопи, специфічні і часто недоступні для судинних рослин, бріофіти є бездоганними моніторами стану навколишнього середовища. Водночас вони та лишайники є особливо вразливими до антропогенного впливу, й насамперед такого, що викликає пересихання субстратів, забруднення водойм і ґрунтів [Weltzin et al., 2001; Slack, 2011]. Тому саме мохи й лишайники зникають інтенсивніше, ніж судинні рослини.

За попередніми дослідженнями, верхів'я басейну р. Тиса характеризується значним багатством мохоподібних у зв'язку з наявністю відповідної різноманітності їх оселищ від низовини до альпійського поясу. Однак зміни гідрологічного режиму водойм, водотоків і ґрунтів, а також безпосереднє осушення заплавних комплексів і боліт та інші види господарської діяльності призводять до трансформації рослинного покриву перезвожених екосистем і насамперед зникнення з таких фітоценозів мохоподібних. Тому метою цієї публікації було висвітлення результатів аналізу об'єму бріофлори регіону в цілому, а також частки гідрофільних видів та їх созологічного аналізу.

### *Матеріали і методи*

Дослідження проводилися у період 2003-2013 рр. Ними охоплено перезвожені екотопи південного мегасхилу Українських Карпат (болота, водойми, прибережні екотопи, заплавні комплекси тощо), що збігається з верхів'ям басейну р. Тиса на території України. Для визначення мохів використовували визначники М. С. Игнатова та Е. А. Игнатової («Флора мхов средней части Европейской России») [2003, 2004], В. Kremer, Н. Muhle («Lišejnky, Mechorosty, Kapradorosty») [1998]. Назви бріофітів наведено за відповідними списками, укладеними В. М. Вірченком та ін. [2000, 2001] а також М. Бойком [2008]. Допомогу у визначенні бріофітів люб'язно надали кандидати біологічних наук В. М. Вірченко (Інститут ботаніки ім. М. Г. Холодного НАНУ), І. С. Данилків (Інститут екології Карпат НАНУ) та доктор біологічних наук, проф. С. В. Гапон (Полтавський держуніверситет).

Список мохоподібних дослідженого регіону складено на основі наявних літературних джерел [Бойко, 2008; Зеров, Партика, 1975; Бачурина, Мельничук, 2003; Вірченко, 2000, 2001] та власних зборів.

### *Результати та обговорення*

Потепління клімату та зміна гідрологічного режиму субстратів належать до найнебезпечніших факторів, що викликають зменшення біорізноманіття мохоподібних на планеті. Наприклад, з території Голландії ще до кінця 60-их років минулого століття зникло 16 % наземних і епіфітних мохів і 27 % епіфітних лишайників, а у Бельгії з 600 видів мохоподібних зникло 114 й 34 перебувають на межі зникнення [Barkman, 1968, Vjork, 2011]. Найширші відомості про реакцію бріофлори світу на зміни клімату містяться у монографії «Bryophyte Ecology and Climate Change» [Tuba et al., 2011]. М. Proctor [Proctor, 2011] наголошував, що у зв'язку з кліматичними змінами від польодовикової епохи й до тепер, умови для розвитку бріофітів та лишайників ускладнюються. Наприклад, за останні

десятиріччя у зоні тундри зростання середньорічної температури повітря відбулося у два рази швидше, ніж на інших територіях Світу. Прогнозується, що при підвищенні середньорічної температури повітря у цій зоні на 2°С призведе до скорочення площі тундри на 45%. Це означає, що найпоширеніші рослини тундри – мохи – мають зникнути, через низьку конкурентну здатність у порівнянні з судинними рослинами, які будуть освоювати ці території. У північних регіонах Євразії, зокрема, на оліготрофних болотах Сибіру зафіксовано зменшення проективного покриття оліготрофних мохів і відповідно посилення ценотичної ролі мохів широкої екологічної амплітуди [Naumov, 2011]. Дослідження у високогір'ї Альп показало, що внаслідок зміщення дат танення снігу і збільшення тривалості вегетаційного періоду спостерігається проникнення судинних рослин у екотопи, де панували подушки бріофітів [Hohenmaller et al., 2011]. З сусідньої Угорщини за декілька десятиріч до 1990 року зникли 4 представники мохоподібних, які були включені до Червоної книги Угорщини [Rajzy, 1990]: *Sphagnum warnstorffii* Russow., *Moerckia hibernica* Gottsche, *Amblyodon dealbatus* (Sw. ex Hedw.), *Ulota hutschinsiae* (J. E. Smith), a *Syntrichia norvegica* F. Weber та ймовірно низка інших бореальних видів зникло відносно нещодавно. Водночас низка мохів, які траплялися звичайно в Угорщині до цього часу, зокрема, *Anacamptodon splachnoides* (Brid.) Brid., *Tomenthypnum nitens* (Hedw.) Loeske., нині відомі вже лише з одного або декількох локалітетів [Nagy, 2011]. Останній вид – аркто-альпієць, належить до третинних реліктів і дуже рідко трапляється й у досліджуваному нами регіоні. Разом з тим, нещодавно в Угорщині було виявлено 9 нових видів бріофітів, які поширені у Середземномор'ї. Зокрема, це *Pterygoneurum squamosum* Segarra & Kürchner, *P. compactum* Cano, Guerra & Ros, *Dicranum tauricum* Sarpjegin та інші види, появу яких можна очікувати й на території Закарпаття.

Бріофлора боліт невелика за об'ємом, однак кількість гемістенотопних і стенотопних видів становить понад 80% її видового різноманіття [Боч, 1993, Страздайте, 1986]. В цілому мохи більш вірні болотам ніж судинні рослини, а специфікою бріофлори можна вважати обмежену кількість едифікаторів і домінантів.

Сучасний розвиток природних умов, що супроводжується потеплінням клімату, у глобальному масштабі не сприяє утворенню оліго- і мезотрофних боліт, у рослинному покриві яких значна роль належить мохам. Тому представники бріофлори боліт, особливо бореальні та аркто-альпійські види, будуть інтенсивно поповнювати «Червоні списки» бріофітів європейських країн у найближчі роки.

За аналізом літературних джерел [Бачурина, Мельничук, 2003; Бойко, 2008; Зеров, 1964; Зеров, Партика, 1975] і власних досліджень встановлено, що на території Закарпатської області зустрічається 625 видів бріофітів, з яких 175 ростуть на болотах, у водоймах і на вологих й мокрих ґрунтах [Фельбаба-Клушина, 2009; 2013]. Оскільки, в Україні нараховується щонайменше 830 бріофітів [Бойко, 2008], то частка біорізноманіття мохоподібних дослідженого регіону становить близько 75%. Це ще раз засвідчує велику значущість регіону Закарпаття, межі якого збігаються з верхів'ям басейну р. Тиса, у плані репрезентативності біорізноманіття усєї України. Зокрема, наприклад, на Житомирському Поліссі трапляється 294 види мохоподібних [Вірченко, Орлов, 2009], а в межах усього Лісостепу – 384 види [Гапон, 2011].

На території України 16 видів бріофітів зустрічаються виключно на Закарпатті, така ж кількість зустрічається лише в Українських Карпатах на території двох областей – Закарпатської і Івано-Франківської, тобто в Горганах. Флора болотних мохів складається переважно з бореальних і помітної частки аркто-альпійських видів, для яких умови росту поступово ускладнюються насамперед у зв'язку зі зміною гідрологічного режиму субстратів під впливом людської діяльності та змін клімату. В Українських Карпатах такі фактори найгостріше проявляються саме у верхів'ї басейну р. Тиса, тобто на їхньому південному мегасхилі, де за останні десятиріччя потепління клімату і збільшення посушливого літнього періоду виражено порівняно найяскравіше. Згідно з нашими дослідженнями 45 представників бріофлори потребує охорони на досліджуваній території (табл. 1.). Лише 6

видів бріофітів з цього переліку внесені до «Червоної книги України» (2009)

Найбагатшою у досліджуваній флорі є родина *Sphagnaceae*, яка у верхів'ї басейну р. Тиса представлена 27 видами. Згідно наших досліджень, сфагни належать до групи найвразливіших мохів у досліджуваному регіоні, оскільки вони найчастіше трапляються саме на мезо- і оліготрофних болотах. Останні перебувають на південній межі свого поширення і зазнають інтенсивного скорочення ценоареалу Серед представників родини *Sphagnaceae* 16 видів потребують охорони. Тобто, перелік раритетних видів цієї родини збільшився на 5 видів у порівнянні з опублікованими раніше даними [Фельбаба-Клушина, 2010, 2013]. Зафіксовано, що найінтенсивніше зникає *Sphagnum fuscum*. Він має порівняно вузьку екологічну амплітуду і приурочений майже виключно до оліготрофних боліт. Значна частка видів родини *Sphagnaceae* є вразливими і зникаючими у зв'язку з порушенням процесів розвитку боліт і деструкцією відповідних біотопів.

В Українських Карпатах проходить південна межа поширення низки бріофітів, серед яких *Tomenthypnum nitens*, *Helodium blandovii*, *Sphagnum warnstorffii*, *S. fuscum* та ін. Більшість видів, включених нами до червоного переліку бріофітів Закарпатської області, є рідкісними, причому не лише у досліджуваному регіоні, а й у Карпатах загалом. Наведений нами перелік бріофітів буде доповнюватися у процесі подальших досліджень.

Таблиця 1.

Фітосозологічний аналіз представників бріофлори боліт і водойм

Назва таксону	Поширення на південному мегасхилі Українських Карпат (флористичний р-н)	Созологічний статус
1	2	3
Ricciaceae Reichenb <i>Riccia fluitans</i> (L.) Lorbeer	Закарпатська низовина	рідкісний
<i>Ricciocarpos natans</i> (L.) Corda	Закарпатська низовина	рідкісний
Fontinalaceae Card. Emend Welch. <i>Fontinalis hypnoides</i> Harm.*	Горгани, Закарпатська низовина	рідкісний
<i>Dichelima falcatum</i> (Hedw.) Myr.	Свидовець	рідкісний
Thuidiaceae Kindb <i>Helodium blandovii</i> (Web. Et Mohr) Warnst.*	Східні Бескиди й низькі полонини	рідкісний
Amblystegiaceae Roth <i>Drepanocladus exannulatus</i> (B. S. G.) Warnst.	Горгани, Чорногора,	рідкісний
<i>Drepanocladus revolvens</i> (Sw.) Warnst.	Свидовець, Чорногора	вразливий
<i>Drepanocladus vernicosus</i> (Lindb.) Warnst.	Свидовець, Чорногора	рідкісний
<i>Drepanocladus sendtneri</i> (Schimp.) Warnst.	Східні Бескиди й низькі полонини	рідкісний
<i>Hygrohypnum ochraceum</i> (Wils.) Loeske	Східні Бескиди й низькі полонини, Чорногора	рідкісний
<i>Hygrohypnum molle</i> (Wils.) Loeske	Чорногора	рідкісний
<i>Calliergon stramineum</i> (Brid.) Kindb.	Чорногора	рідкісний

<i>Calliergon giganteum</i> (Schimp.) Kindb.	Східні Бескиди й низькі полонини	рідкісний
Brachiteciacea Roth <i>Tomenthypnum nitens</i> (Hedw.) Loeske	Марамороські Альпи, Східні Бескиди й низькі полонини	рідкісний
Hypnaceae Fleisch <i>Hypnum pretense</i> (Rebent. Koch)	Чорногора, Закарпатська низовина	рідкісний
Bryaceae C. Müll <i>Pohlia obtusifolia</i> (Brid.) L. Koch	Свидовець	рідкісний
<i>Bryum weigelii</i> Spreng.	Східні Бескиди й низькі полонини, Марамороські Альпи	рідкісний
<i>Bryum bimum</i> (Brid.) Turn.	Рахівський р-н, г. Бальзатул	рідкісний
Mniaceae (C. Müll) Mitt. <i>Pseudobrium cinclidioides</i> (Hueb.) T. Kop.	Свидовець	рідкісний
Meesiaceae C. Müll <i>Meesia uliginosa</i> Hedw.	Марамороські Альпи	рідкісний
Bartramiaceae B.S.G. <i>Philonotis marchica</i> (Hedw.) Brid.	Чорногора	рідкісний
<i>Philonotis tomentella</i> Moll.	Чорногора, Марамороські Альпи	рідкісний
Dilaenaceae Dum. <i>Pallavicinia lyellii</i> (Hook.) Gray	Закарпатська низовина	рідкісний
Plagiochillaceae Buch <i>Milia anomala</i> (Hook.) Gray	Марамороські Альпи, Чорногора	рідкісний
<i>Trichocolea tomentella</i> (Ehrh.) Dum.	Горгани	рідкісний
Lepidoziaceae Arnell. <i>Talaranea setaceae</i> (Web.) Müll	Вулканічні Карпати	рідкісний
Scapaniaceae Mass. <i>Scapania irrigua</i> (Nees) Dum.	Горгани	рідкісний
<i>S. helvetica</i> Gottsche*	Горгани	рідкісний
Sphagnaceae Müll <i>Sphagnum fimbriatum</i> Wils.	Свидовець	рідкісний
<i>S. fuscum</i> (Schimp.) Klinggr.	Горгани, Чорногора	зникаючий
<i>S. subnitens</i> Russow et Warnst. *	Марамороські Альпи, Свидовець, Горгани	рідкісний
<i>S. squarrosum</i> Crome	Вулканічні Карпати, Горгани, Свидовець, Чорногора, Східні Бескиди й низькі полонини	вразливий
<i>S. tenellum</i> (Brid.) Pers. Ex Brid.*	Горгани	вразливий

<i>S. teres</i> (Schimp.) Angstr.	Східні Бескиди й низькі полонини, Вулканічні Карпати, Чорногора, Марамороські Альпи	вразливий
<i>S. rubellum</i> Wils.	Чорногора, Свидовець, Горгани	зникаючий
<i>S. russowii</i> Warnst.	Чорногора, Свидовець, Горгани, Східні Бескиди й низькі полонини	вразливий
<i>S. riparium</i> Angstr.	Горгани, Чорногора	рідкісний
<i>S. papillosum</i> Moris	Горгани, Чорногора	рідкісний
<i>S. platyphyllum</i> (Lind. Ex Braithw.) Warnst.	Горгани (?)	вразливий
<i>S. cuspidatum</i> Ehrh.	Горгани, Чорногора	рідкісний
<i>S. contortum</i> Schultz	Східні Бескиди й низькі полонини, Горгани	вразливий
<i>S. magellanicum</i> Brid.	Горгани, Чорногора, Марамороські Альпи	вразливий
<i>S. majus</i> (Russow) C. Jensen	Горгани (?)	рідкісний
<i>S. warnstorffii</i> Russ.	Свидовець, Марамороські Альпи	рідкісний
Plagiomniacea <i>Pseudobryum cinclidioides</i> (Huebener) T.J.Kop.*	Свидовець	рідкісний

Примітка: \* – позначені види, включені до «Червоної книги України» (2009)

#### БІБЛІОГРАФІЯ

1. Бачурина Г. Ф. Флора мохів України. Андрієві, брієві (у 4-х вип.) / Г. Ф. Бачурина, В. М. Мельничук. – К.: Академ-періодика, 2003. – Вип. 4. Ізобріальні, гукеріальні, гіпно-бріальні. – 255 с.
2. Бойко М. Ф. Чекліст мохоподібних України / М. Ф. Бойко. – Херсон: Айлант, 2008. – 229 с.
3. Боч М. С. Флора и растительность болот северо-запада России и принципы их охраны / М. С. Боч, В. А. Смагин. – Санкт-Петербург: Гидрометеиздат, 1993. – 224 с.
4. Вірченко В. М. Мохоподібні Житомирської області / В. М. Вірченко, О. О. Орлов. – Житомир: ПП «Рута», Вид-во «Волинь», 2009. – 216 с.
5. Гапон С. В. Мохоподібні Лісостепу України: автореф. дис. на здобуття наук. ступ. доктор. біол. наук: спец. 03. 00. 05 «Ботаніка» / Світлана Василівна Гапон; Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України. – Київ, 2011. – 36 с.
6. Зеров Д. К. Флора печіночних і сфагнових мохів України / Д. К. Зеров. – К.: Наук. думка, 1964. – 355 с.
7. Зеров Д. К. Мохоподібні Українських Карпат / Д. К. Зеров, Л. Я. Партика. – К.: Наук. думка, 1975. – 230 с.
8. Игнатов М. С. Флора мхов средней части Европейской России / М. С. Игнатов, Е. А.

- Игнатова. – М, 2003. Т.1.: *Sphagnaceae-Hedwigiaceae*. – С. 1–608.
9. Игнатов М. С. Флора мхов средней части Европейской России / М. С. Игнатов, Е. А. Игнатова. – М, 2004. Т.2.: *Fontinaceae-Amblystegiaceae*. – С. 609–960.
  10. Список бокоплідних мохів України / уклад. В. М. Вірченко. – К.: Знання, 2000. – 32 с.
  11. Список верхоплідних мохів України / уклад. В. М. Вірченко. – К.: Знання, 2001. – 56с
  12. Список печіночників, антоцеротів та сфагнових мохів України / уклад.: В. М. Вірченко, І. Ваня. – К.: Знання, 2000. – 29 с.
  13. Страздайте Ю. Ю. Флористическая характеристика листостебельных мхов Литовской ССР / Ю. Ю. Страздайте, И. П. Лепинайте // Тр. АН ЛитССР., Сер. В. –1986. – Т. 2 (94). – С. 18–24.
  14. Фельбаба-Клушина Л. М. Льодовиковий релікт *Helodium blandowii* (Web/ et Mohr) Warnst. в Українських Карпатах: місцезростання, екологічні та фітоценотичні особливості / Л. М. Фельбаба-Клушина // Наук. вісн. Ужгородського ун-ту. Сер. Біологія. – 2010. – Вип. 27. – С. 88–90.
  15. Фельбаба-Клушина Л. М. Рослинний покрив боліт і водойм верхів'я басейну р. Тиса (Українські Карпати) та флювіальна концепція його охорони / Л. М. Фельбаба-Клушина. – Ужгород: Поліграфцентр «Ліра», 2010. – 192 с.
  16. Фельбаба-Клушина Л. М. Флора і рослинність боліт і водойм верхів'я басейну р. Тиса (Українські Карпати) та флювіальна концепція їх охорони // автореф. дис. на здобуття наук. ступ. доктора біол. наук: спец. 03. 00. 05 «Ботаніка» / Любов Михайлівна Фельбаба-Клушина; Національний ботанічний сад ім. М. М. Гришка НАН України. – Київ, 2013. – 40 с.
  17. Червона книга України. Рослинний світ / під заг. ред. член-кореспондента Національної академії наук України Я. П. Дідуха. – К.: Глобалконсалтинг, 2009. – 912 с.
  18. Alpine Bryophytes as Indicators for Climate Change: a Case Study from the Austrian Alps / D. Hohenwaller, H. Zechmeister, D. Mozer et al. // Bryophyte Ecology and Climate Changes / Z. Tuba, N. Slack, L. Stark (eds.). – Cambridge: Cambridge University Press, 2011. – P. 237–250.
  19. Barkman J. J. The influence of air population on bryophytes and lichenes / J. J. Barkman. – In: Air pollut. – Wageningen, 1969. – P. 20–26.
  20. Bjork A. R. Effect of Climate Change on Tundra Bryophytes Jagerbrand / A. R. Bjork, T. Callaghan, R. Seppelt // Bryophyte Ecology and Climate Change / Z. Tuba, N. Slack, L. Stark (eds.). – Cambridge: Cambridge University Press. – P. 211–236.
  21. Bryophyte Ecology and Climate Change / Z. Tuba, N. Slack, L. Stark (eds.) - Cambridge Univ. Press, 2011. – 506 p.
  22. Proctor M. Climatic Responses and Limits of Bryophytes: Comparisons and Contrasts with Vascular Plants / M. Proctor // Bryophyte Ecology and Climate Change. – Cambridge: Cambridge University Press. – P. 35–54.
  23. Production and microtopography of bog bryophytes: response to warming and water table manipulations / J. F. Weltzin, S. A. Robinson, S. D. Bridgham et al. // Oecologia. – 2001. – 128. - P. 55–65.
  24. Kremer B., Muhle H. Lišejniki, Mechorosty, Kapradorosty. Evropské druhy. – Praha: Ikar, 1998. – 286 p.
  25. Nagy J. The Southernmost Sphagnum-dominated Mires on the Plains of Europe: Formation Secondary Succession, Degradation, and Protection / J. Nagy // Bryophyte Ecology and Climate Change / Z. Tuba, N. Slack, L. Stark (eds.). – Cambridge: Cambridge Univ. Press, 2011. – P. 317–332.
  26. Naumov A. The structure and Functional Features of *Sphagnum* Cover of the Northern West Siberian Mires in Connection with Forecasting Global Environmental and Climatic Changes / A. Naumov, N. Kosych // Bryophyte Ecology and Climate Change / Z. Tuba, N. Slack, L. Stark (eds.). – Cambridge: Cambridge Univ. Press, 2011. – P. 299–316
  27. Rajczy M. Mohák Bryophyta / M. Rajczy // Vörös Könyv / Z. Rakonczai (ed.). – Budapest:

Akademia Kiadó, 1990. – P. 322.

28. Slack N. The Ecological Value of Bryophytes as Indicators of Climate Change / N. Slack // Bryophyte Ecology and Climate Change. – Cambridge: Cambridge University Press, 2011. – P. 1–12.

## ЇЖАЧОГОЛІВКОВІ – КОМПОНЕНТ ФЛОРИ ВОДНО-БОЛОТНИХ УГІДЬ УКРАЇНСЬКОГО ПОЛІССЯ

*Царенко О.М.*

Інститут ботаніки імені М.Г. Холодного НАН України, м. Київ  
Tsarenko\_Olga@ukr.net

Вища водна рослинність водно-болотних угідь є потужним компонентом середовищотворення. Її розвиток відіграє вагомую роль у формуванні специфічних зооценозів, сприяє підвищенню якості води, створенню особливого мікроклімату, необхідного кисневого режиму тощо. Фітоценотичні, морфолого-біологічні дослідження особливостей водних макрофітів все частіше використовують для біоіндикації середовища.

Важливим компонентом водно-болотних угідь Поліського краю є види роду *Sparganium* (їжачі голівки). Їжачі голівки сприяють захисту берегів водойм, є важливою ланкою у біоценозах як кормові рослини для риб, птахів, ондатр та багатьох інших видів тварин, вони мають лікувальні властивості. Людина з давніх часів використовувала наземну частину рослин на технічні потреби. Своєю декоративністю ці рослини не поступаються багатьом видам, що використовують у озелененні штучних водойм.

У світовій флорі рід представлений 15 видами [14], поширеними переважно у Євразії та Північній Америці, і декілька видів відомі з Австралії, Нової Зеландії та Північної Африки, а інші – доходять до Арктики. Певний час їжачі голівки не знаходили у Центральній та Південній Америці [10], але з часом були підтверджені місцезнаходження деяких видів у Мексиці та Колумбії [11, 12]. Центрами різноманіття у роді є східна частина Північної Америки (9-10) видів, Східна Азія (10-13) видів та Європа (7 видів) [10, 11, 13].

Їжачі голівки є багаторічними однодомними трав'яні рослинами з горизонтальними повзучими кореневищами, що на верхівці формують надземний пагін. Стебла прямостоячі або плаваючі. Листки на стеблі дворядні, чергові, видовжено-лінійні, цілокраї, піхвові, без язичка, поступово переходять у покривні листки суцвіть. Суцвіття – волотисті або колосоподібні, зібрані з кулястих, густих, одностатевих голівок, з яких верхні – утворені дрібними жовтуватими або зеленкуватими тичинковими квітками, нижні – маточковими. Оцвітина актиноморфна, з 3 - (6) лускоподібних листочків. Тичинок - 3 у чоловічих квітках, нитки тичинок вільні, та по 1- маточці у жіночих. Зав'язь верхня, 1- 2 (3) локулярна, маточка сидяча або на короткій ніжці, з коротким або довгим стовпчиком та косо видовженою лінійною або лінійно-ланцетною приймочкою; рідше приймочка сидяча.

Плоди - сухі горішки, частіше однонасінні, від обернено-пірамідальної та обернено-конусоподібної до веретеноподібної та яйцеподібної форми, з неопадним носиком (стовпчиком) (рідко коротким або відсутнім), зібрані у голівки, сидячі або на більш-менш довгій ніжці. Насінина одна у гнізді, з добре розвиненим ендоспермом та прямим слабо диференційованим зародком. За результатами власних досліджень [8] та аналізу літературних даних нами встановлено, що основними ознаками для розмежування видів роду *Sparganium* є: форма та розміри стебла, розміри та морфологічні особливості листків, форма складних суцвіть (волотисті, колосоподібні), ступінь галуження, розміри та кількість голівок з тичинкових та маточкових квіток, особливості їхнього розташування на пагоні; розміри приквіткових листків; забарвлення, форма та щільність листочків оцвітени, розміри стовпчика, форма та розміри приймочок та плодів, наявність перетяжки та ніжки, наявність ребер на насінинах тощо. Проте слід зазначити, що визначення видів та їх розмежування має певні труднощі, тому що види часто гібридизують між собою.

Аналіз морфолого-діагностичних ознак видів роду *Sparganium*, їх видоспецифічних екологічних характеристик, а також критико-таксономічне опрацювання видів роду в цілому з вивченням наявного гербарію Інституту ботаніки імені М.Г. Холодного НАН України (KW) та рослин у природі, дозволили нам підтвердити видову самостійність шести з них (*S. neglectum* Beeby, *S. microcarpum* (Neum.) Celak., *S. erectum* L., *S. emersum* Rehmman, *S. angustifolium* Michx., *S. minimum* Wallr.)

Узагальнюючи відомості про екологічні особливості їжачих голівок, що зростають за певних природно-кліматичних умов Полісся та екологічного стану водно-болотних угідь краю, слід зазначити, що види потребують добре освітлених та оводнених місцезростань. Вони “полюбляють” прісноводні та слабкомінералізовані водойми та болота. Щодо показників кислотності середовища – рослини можуть рости як при слабкокислій, нейтральній, так і слабколужній реакції. Залежно від умов зростання, одні і ті ж види мають суходільні (береги водойм, інколи на відстані декількох метрів від урізу води), мілководні (до 1 м) та глибоководні (2-3 м) екологічні форми. Ці умови позначаються на загальному вигляді рослин, розмірах їх вегетативних та генеративних органів. Їжачі голівки розмножуються насінням та вегетативно. Це анемофільні рослини. Проте, яскраво-жовте забарвлення тичиноквих суцвіть та біле - маточкових, не виключає можливість ентомофілії [1]. Запилення перехресне. Самозапилення виключається, тому що цим рослинам властива протерогінія. Основними типами поширення плодів є гідрохорія, орнітохорія, ендозоохорія та анемохорія. Анемохорія, на думку Г.А. Бойко та Ю.Е. Алексеєва [1], є можливою у зимовий період, коли окремі плодики припіднятих над льодовим або сніговим покривом голівчастих суцвіть зриваються поривами вітру та розносяться на значні відстані по замерзлій поверхні.

На території Українського Полісся зростає п'ять чи шість видів роду – *S. neglectum* Beeby, *S. microcarpum* (Neum.) Celak., *S. erectum* L., *S. emersum* Rehmman, *S. minimum* Wallr., *S. angustifolium* Michx., Wallr.).

Серед різних видів їжачих голівок Полісся є види, що звично поширені, а є й такі, що потребують охорони, або взагалі зниклі. До останніх належить і *S. angustifolium*. Останній вид ми особисто не зустрічали на Поліссі та не потрапляли нам гербарні екземпляри рослин з цього регіону, тому вказуємо лише за літературними даними. І.М.Григора зі співавторами [3] наводять цей вид для низинних осокових дуже обводнених боліт та водойм Українського Полісся, як такий, що трапляється рідко та потребує охорони. Підтвердженень щодо зростання цього виду в Україні нами не виявлено. Вказується знахідка *S. angustifolium* з Українських Карпат (Свидовець, о. Герешаска) за повідомленням К. Domin [6]. Однак за подальших досліджень знаходження цього виду там не підтверджено. Разом з цим, він занесений до третього видання Червоної книги України як такий, що має природоохоронний статус – зникаючий. Р.Я. Кіш та І.М. Данилик [6], які опрацьовували таксон для цієї книги, вказували на необхідність спеціального пошуку та вивчення сучасного стану популяцій *S. angustifolium*. Відомо, що він поширений у Європі (Пн., Цн., Сх., Зах. та Пд. Європа), в Азії (на Далекому Сході), Арктиці та Північній Америці. Цілком ймовірно, що при ретельному флористичному вивченні водно-болотних територій України, цей вид може бути знайдено і в інших регіонах, крім нині зазначеного місцезнаходження. Однак відомо, що вид має вузьку еколого-ценотичну амплітуду, тому причинами зміни чисельності та поширення є будь-які зміни водного режиму та хімізму води (евтрофікація, гумізація озера); вплив надмірної рекреації тощо [6].

Також особливо чутливим до зміни екологічних режимів та вразливим є *S. minimum*. Крім спорадичного трапляння на Поліссі його також можна зустріти в Лісостепу та Карпатах (рідко) та у Степу (дуже рідко). Рослини цього виду зростають у мезотрофних і евтрофних, непроточних та слабо проточних водоймах з нейтральною та слабо кислою реакцією середовища – по краях верхових дуже обводнених боліт, у водоймах озер та ставків, заплавах старих річок з піщаними та мулистопіщаними відкладами на мілководді штучних водойм на глибині 25-100 см. Проте зниження рівня води до 10 -15 см стимулює розвиток угруповань [5]. Якщо рівень води впаде утворюється наземна форма з жорсткими



прямоючими листками. При збільшенні рівня води утворюється форма з плаваючими на поверхні води листками. Це діагностичний вид угруповань *Sphagno-Urticularion*, ас. *Sparganietum minimi*. Супутні види *Potamogeton gramineus* L., *Alisma plantago-aquatica* L., *Urticularia intermedia* Hayne, *U. minor* L. та ін. [4]. Угруповання формації їжачої голівки маленької занесені до Зеленої книги України [5] та мають режим збереження абсолютної заповідності. Також цей вид занесений до Червоного списку водних макрофітів України [4], та включений до узагальненого списку регіонально рідкісних видів Лісостепу України [9]. Зокрема він належить до регіонально рідкісних видів Полтавської області [2], та інших областей. О.О. Орлов вказує його як надзвичайно рідкісний вид Житомирської області, де головними факторами зменшення чисельності є зміна гідрологічного та гідрохімічного режиму, осушувальна меліорація, торфорозробки [7]. На думку Д.В. Дубини [4], провідними факторами загрози також виступають (крім вищезазначених) – руйнування берегових смуг водойм, їх забруднення та антропогенне евтрофування. Збереженню популяцій цього виду сприятиме включення місцезнаходжень угруповань до об'єктів природно-заповідного фонду та моніторинг за станом популяцій.

На поліських болотах, берегах річок, озер, ставків, каналів (в мезо-, евтрофних прісноводних, інколи дещо солонуватоводних замкнених або слабо проточних водоймах) з мулистопіщаними відкладами та на вологих місцях зростають *Sparganium erectum*, *S. neglectum*, *S. microcarpum*. Також ці види звичні для Лісостепу, Степу, у Прикарпатті та Закарпатті трапляються спорадично, а у передгірному поясі Карпат та Гірському Криму рідко. На Поліссі за оптимальних умов зволоження і багатого мінерального живлення ці види створюють суцільні зарості, з проективним покриттям до 80%, виступаючи як едифікатори. Однак, за менш сприятливих умов участь виду в угрупованні зводиться до співедифікатора, або навіть асектатора. Супутніми видами є *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., *Scirpus lacustris* L. та *Typha angustifolia* L., *Alisma plantago-aquatica* L., *Carex rostrata* Stokes, *Oenanthe aquatica* (L.) Poir.

Звичним для водно-болотних угідь Полісся, як і Лісостепу є *S. emersum*. В інших регіонах країни він трапляється спорадично (Прикарпаття, Закарпаття, Степ). Цей вид виступає індикатором новоутворених алювіальних ділянок з постійним та поверхневим підтопленням, мезо-, -евтрофних водойм з коливанням рівня води, мулистопіщаних донних відкладів [4]. Рослини можуть зростати у водоймах глибиною до 1 м та значною течією. В угрупованні *S. emersum* виступає як асектатор та співедифікатор [3]. Цей вид, як і попередні, охорони не потребує.

Таким чином, водно-болотні екосистеми Полісся, участь у яких беруть і представники роду *Sparganium*, є унікальним середовищем існування і відтворення сировинно цінних рослин та, особливо, тих видів, що знаходяться на межі зникнення та потребують охорони і подальших моніторингових досліджень.

#### БІБЛІОГРАФІЯ

1. Бойко Г.А. Ежеголовник всплывший /Г.А. Бойко, Ю.Е. Алексеев //Биологическая флора Московской области /под ред. В.Н. Павлова, Т.А. Работнова, В.Н. Тихомирова. – М : Изд-во МГУ, 1990. – Т. 8. – С.63-76.
2. Гомля Л.М., Давидов Д.А. Флора вищих судинних рослин Полтавського району. Довідник. – Полтава, 2008. – 263 с.
3. Григора І.М., Воробйов Є.С., Соломаха В.А. Лісові болота Українського Полісся (походження, динаміка, класифікація рослинності). – Київ: Фітосоціоцентр, 2005. – 415 с.
4. Дубина Д.В., Гейни С., Гроудова З. Макрофиты – индикаторы изменений природной среды / Дубина Д.В., Гейни С., Гроудова З. – К.: Наук. думка, 1993. – 434 с.
5. Зелена книга України /під заг. ред. Я.П.Дідуха – К.: Альтерпрес, 2009. – 408 с.
6. Кіш Р.Я., Данилик І.М. Їжача голівка вузьколиста //Червона книга України. Рослинний світ /за ред. Я.П. Дідуха. – К.: Глобалконсалтинг, 2009. – С 269.

7. Орлов О.О. Рідкісні та зникаючі види судинних рослин Житомирської області. – Житомир: Волинь, ПП “Рута”, 2005. – 296 с.
8. Царенко О.М., Ю.А. Скиба, Коротченко В.В., Настека Т.М. Рід Їжача голівка (*Sparganium* L.) у флорі України / Наук. часопис НПУ імені М.П. Драгоманова, сер. №20. Біологія: Зб. наукових праць. – К.: НПУ імені М.П. Драгоманова, 2011. – № 3. – С. 49-55.
9. Чорна Г.А. Флора водойм і боліт Лісостепу України. Судинні рослини. – К.: Фітосоціоцентр, 2006. – 184 с.
10. Cook C.D.K., Nicholls M.S. A monographic study of the genus *Sparganium*. Part 1: Subgenus *Xanthosparganium* // *Botanica Helvetica*. – 1986. – 96. – P. 213-267.
11. Kaul R.B. *Sparganiaceae* F.Rudolphi / *Flora of North America*. – New York-Oxford: Oxford Univ. Press, 1997, 2000. – V. 22. – P. 270.
12. Socorro González Elizondo M. S., M. Gonzálezelizondo, A. Márquezlinares. Vegetación y ecorregiones de Durango. Plaza y Valdes. – Mexico: Mexico D. F., 2007. – 234.
13. Sun K., Simpson D. *Typhaceae* // In: Z.Y. Wu, P.H. Raven, and D.Y. Hong [eds.]. *Flora of China*. vol. 23 (*Acoraceae* through *Cyperaceae*). – Beijing: Science Press; St. Louis: Missouri Bot. Garden Press, 2010. – 75 p.
14. Takhtajan A. Diversity and classification of Flowering plants. – New York: Columbia Univ. Press, 1996. – 644 p.

## АЛЬГОЛІМНОЛОГІЧНА КОМПОНЕНТА ШАЦЬКИХ ВОДНО-БОЛОТНИХ УГІДЬ

*П.М. Царенко*

Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України, м. Київ  
ptsar@ukr.net

Збереження водно-болотних угідь (ВБУ) та вивчення біоти цих територій є визнаним фактом сьогодення, що підтверджено на міжнародному та національному рівнях [3, 8-10, 15]. Аргументація такого підходу, аналіз та пошук нових об'єктів ВБУ України і залучення конкретних фахівців до цього процесу є незаперечними. Особливого значення та характеру дослідження набувають ВБУ, що входять до складу природоохоронних територій міжнародного значення. За цими критеріями вирізняються ВБУ Шацького природного національного парку (ШПНП) як представника міжнародного транскордонного трилатерального біосферного резервату «Західне Полісся». Основним гідрокомпонентом цього об'єкту є озера, екосистеми яких охоплюють високий відсоток рідкісних та охоронюваних видів флори та фауни України [19]. Крім того, нинішня екологічна ситуація як регіональна, так і національна привертає увагу до вивчення сучасного різноманіття цього типу водойм та особливостей його змін за дії антропогенного чинника, що (на прикладі одного із провідних компонентів гідроекосистеми – водоростей) і є темою цієї роботи.

Альгофлора Волинського Полісся (фізико-географічної області, де знаходиться ШПНП) є найбагатшою у межах Українського Полісся, що пояснюється різнотипністю водойм, високим відсотком заповідання території (близько 9%), вивченістю основних багаточисельних таксономічних груп водоростей тощо [18]. Разом з цим, найбільш різноманітною для цього регіону є флора водоростей озер, що нараховує близько 1500 видових та внутрішньовидових таксонів і охоплює понад 70 % від загально- регіонального їх різноманіття. Цей тип водойм, а відповідно і його альгорізноманіття, віддзеркалює сучасний екологічний стан водойм, характер їх змін та наявного різноманіття водоростей за певний проміжок часу, а також альгосозологічну репрезентативність ВБУ ШПНП.

Досліджене альгорізноманіття озер (за оригінальними та літературними відомостями) об'єднує види 11 відділів водоростей: *Cyanoprokaryota*, *Glaucocystophyta*, *Euglenophyta*, *Xanthophyta*, *Chrysophyta*, *Dinophyta*, *Bacillariophyta*, *Cryptophyta*, *Rhodophyta*, *Chlorophyta* та

*Charophyta*. До провідних таксономічних груп водоростей цієї території належать п'ять відділів, серед яких *Chlorophyta* (~ 26 % від загального числа видів) та *Bacillariophyta* (~ 23 %) охоплюють близько половини загального різноманіття, а три інші – *Cyanoprokaryota* (~ 16 %), *Charophyta* (~ 15%) та *Euglenophyta* (~ 14 %), об'єднують ще понад 45 %. Однак, цей розподіл є досить умовним та потребує корегування у часовому вимірі, оскільки базується на усереднених відомостях за увесь період вивчення різноманіття водоростей озер регіону з 20-х років ХХ ст. та охоплення лише окремих таксономічних груп (1, 2, 4, 6, 7, 12-14, 16-18, 20-24 тощо). Крім того, загальні екологічні зміни та антропогенний пресинг (навіть на території ШНПП), ймовірно, проявили свій вплив на різноманіття водоростей та характер альгофлори регіону загалом.

Зокрема, меліоративні роботи 60-80-х років ХХ ст., цілеспрямоване вилучення води для забезпечення Ладинського риборозплідника 50-90-х років та подальше нинішнє зниження рівня води, прискорення процесів евтрофікації, забруднення озер негативно впливають на їх кисневий режим, скорочують кількість рідкісних видів та збіднення і зміни видового складу водоростей у напрямку зростання частки широкопоширених видів *Microcystis aeruginosa* (Kütz.) Kütz., *Aphanocapsa planctonica* (G.M. Sm.) Komárek et Anagn., *Anabaena hassalii* Wittr., *Pediastrum duplex* Meyen, *Pseudopediastrum boryanum* (Turp.) E. Hegew., *Desmodesmus communis* (E. Hegew.) E. Hegew., *Oedogonium capillare* Kütz., *Oe. pringsheimii* Cramer та ін.). За теперішніх умов відбулося зростання кількості видів, які характеризуються масовим розвитком та поширенням “цвітіння” води (особливо синьозеленими водоростями – *Microcystis aeruginosa*, *M. wesenbergii* (Komárek) Komárek, *Woronichinia naegeliana* (Unger) Elenkin, *Anabaena lemmermanii* P.G. Richt., *A. spiroides* Kleb., *A. scheremetievi* Elenkin, *A. flos-aquae* (Lyngb.) Breb., *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs майже на усі озера (перш за все оз. Велике Чорне, Мале Чорне та Люцимер) ШНПП [4], що в свою чергу призвело до вторинного забруднення водойм та ускладнило загальну екологічну ситуацію конкретних водойм та регіону загалом [18]. За пів-століття в екосистемах озер ШНПП відбулося збільшення групи широкопоширених видів, зокрема тих, що розвиваються у значній кількості та зросло представництво їх масових форм. Зокрема, у багатьох озерах спостерігається значний розвиток *Merismopedia marssonii* Lemmerm. та великої кількості макроскопічних колоній *Aphanothece stagnina* Spreng. emend. Boye-Peters. et Geitler в товщі води затоки Лука [4, 13].

Разом з цим, при зростанні показника трофності озер спостерігається посилення в товщі води частки синьозелених водоростей і зниження показників розвитку дінофітових водоростей, до повної їх відсутності в озерах, які зазнають активного антропогенного впливу (оз. Велике Чорне, Клімівське, Липівець, Карасинець та Соминець) [13]. Надмірне евтрофування окремих ділянок конкретних водойм призводить також до зрушень в домінуючому комплексі гідробіонтів. Зокрема, в евтрофних заболочених озерах високою рясністю відзначалися *Oedogonium borisianum* Wittr., *Oe. oelandicum* Wittr. та *Oe. areschoughii*, однак з підвищенням органічного забруднення вони зникають, а їхнє місце посідають такі види як *Oe. capillare* (L.) Kütz., *Oe. capilliforme* Kütz. та *Oe. pringsheimii* Cramer [20]. При цьому, значне евтрофікування затоки оз. Пісочне в околицях санаторію “Лісова пісня” в останні роки ХХ ст. призвело до корінної зміни видового складу провідних видів едогонієвих водоростей – досить чутливої до забруднення групи альгогідробіонтів. За нинішніх умов, панівне становище належить таким видам, як *Oedogonium capilliforme*, *Oe. braunii* Kütz. та *O. pringsheimii*, що є ознакою девастованості водойм (там же). Крім цього, тут відзначений також розвиток типових для забруднених місцезростань видів ниткуватих жовтозелених (*Vaucheria sessilis* (Vauch.) DC) та харофітних водоростей (*Klebsormidium subtile* (Kütz.) Graciana ex Tell). Аналогічні результати щодо характеру еколого-територіального представлення харальних водоростей отримані нами для окремих ділянок озера Свیتязь [2]. Виявлена зміна виду-домінанта (*Chara delicatula* C. Agardh) різних ділянок оз. Свیتязь 50-х років ХХ ст. на масовий розвиток *Chara aspera* Dethard. ex Willd. на піщаному та *Nitellopsis obtusa* (Desv. In Loisel.) J.Groves на мулистому-торфяному ґрунті озера за сучасних умов [там же].

Окрім цього, нині відзначено досить високе видове різноманіття діатомових водоростей, але зменшення числа стенотопних видів олігосапробних озер та загальної кількості таксонів цієї групи у товщі води, особливо центричних форм, які нерідко та в значній кількості траплялися тут раніше і були характерними для Шацьких озер [11]. Сучасний комплекс типових родів діатомових озер ВБУ ШНПП формують *Navicula* Bory, *Nitzschia* Hassall, *Pinnularia* Ehrenb., *Gomphonema* C. Agardh, *Eunotia* Ehrenb., *Cymbella* C. Agardh тощо [6, 14].

За останні десятиліття спостерігається зростання видового різноманіття кокоїдних зелених водоростей озер ШНПП, за рахунок широкопоширених видів та таксонів-індикаторів інтенсивнішого ступеню органічного забруднення. За цей період відбулося помітне посилення значимості окремих родів, зокрема *Desmodesmus* (R. Chodat) An, Friedl et E.Hegew., *Pediastrum* Meyen, *Pseudopediastrum* E.Hegew. та *Tetraedron* Kütz., що характерні для видового складу водойм ставкового типу підвищеного рівня трофності. За цих умов, частота трапляння, а нерідко і наявність рідкісних форм цієї групи зелених водоростей різко знизилась, зокрема відзначено зниження значимості роду *Characium* A.Braun, види якого звичні для чистих слабко евтрофних водойм. Разом з цим, відзначене інтенсивне заселення кокоїдними зеленими водоростями озер карстового походження, особливо представниками типово ставкової флори. Зазначена група водоростей належать нині до числа провідних представників флори карстових озер, а її представники розвиваються у них не менш інтенсивно, ніж у флювіогляціальних. Очевидно, такі процеси викликані зміною екологічних умов, посиленням антропогенного впливу та зростанням органічного забруднення (рекреаційно-господарська діяльність людини) на ці водойми, та відповідно, зростанням ступеню їхньої трофності [16-18, 22].

Однак, навіть за таких несприятливих нинішніх екологічних умов, альгофлора водойм північно-західної території України (Волинського Полісся) визнана регіонально найбагатшою для країни [18], а група Шацьких озер, як основа гідрооб'єктів та альгофлори регіону, може розглядатись (очевидно) ядром видового різноманіття водоростей не лише Полісся, а усієї екомережі України.

Крім цього, озера ВБУ ШНПП відіграють суттєву альгосозологічну роль як осередки рідкісних та зникаючих видів водоростей. Зокрема, найбільшу кількість рідкісних видів виявлено в оз. Свитязь, Пулемецькому та Пісочному, серед біотопів яких деякі з них вегетували навіть за значного кількісного розвитку. Крім того, в окремих озерах Шацької групи зростають вузькоареальні види, або ті, що знаходяться на межі ареалу свого поширення, зокрема: *Chamesiphon minimum* Schmidle, *Aulacoseira laxa* Kirchn., *Encyonema paucistriatum* (Cleve-Euler) D.G. Mann, *Aneumastus stroesei* (Østrup) D.G. Mann et Stickle тощо і є потенційними таксонами для включення до нового видання «Червоної книги України» (окрім 5 видів занесених до чинного видання [19] – *Chara delicatula* C. Agardh, *Ch. canescens* Desv. et Loisel in Loisel, *Nitellopsis obtusa* (Desv. in Loisel) J. Groves, *Euastropsis richteri* (Schmidle) Lagerh. та *Pseudopediastrum kawraiskyi* (Schmidle) E.Hegew.) чи доповнення до регіональної «Червоної книги Волині» [порівн., 5, 6]. Вісім видів водоростей, що виявлені в озерах ВБУ ШНПП занесені до потенційних об'єктів цього регіонального видання.

Високе видове різноманіття водоростей озер ВБУ ШНПП засвідчує значимість цього типу водойм в екосистемі об'єкта ПЗФ України та альгофлорі країни загалом, як ймовірного її альгорезервата, а наявність рідкісних та умовно ендемічних видів підтверджує їхню важливу альгосозологічну компоненту.

#### БІБЛІОГРАФІЯ

1. Асаул З.І. Евгленові водорості Західноукраїнського Полісся: Автореф. дис. ... канд. біол. наук. – К., 1961. – 15 с.
2. Борисова Е.В., Царенко П.М., Якушенко Д.Н. Современное разнообразие Charales озера Свитязь (Шацкий национальный природный парк, Волинское Полесье, Украина) // Альгология. – 2008. – 18, № 4. – С. 449-456.
3. Водно-болотні угіддя України /Марушевський Г.Б., Жарук І.С., Фесенко Г.В. та ін. – К.: Чорноморська програма Ветландс Інтернешнл, 2006. – 312 с.

4. Коваленко О.В. Новые данные о Cyanophyta озер Шацкого природного национального парка (Украинское Полесье) // Альгология. – 1997. – 3, № 3. – С. 289-296.
5. Конішук В.В., Андрієнко Т.Л., Царенко П.М. та ін. Червона книга Волинської області // Наук. вісник Волин. нац. ун-ту. ім. Лесі Українки. – 2010. – 12. – С. 157-176.
6. Кривенда А.А. Діатомові водорості озер Шацького національного природного парку: Автореф. дис. ... канд. біол. наук. – К., 2008. – 19 с.
7. Масюк Н.П. Протококові водорості озер західноукраїнського Полісся. – К.: Вид-во АН УРСР, 1958. – 44 с.
8. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2010 році. – Київ: ЦЕОІ, 2011. – 254 с.
9. Національна стратегія збереження водно-болотних угідь України (проект) // Мін. екології та природних ресурсів України, Держслужба запов. справи, Чорномор. програма Ветландс Інтернешнл. – Київ, 2003. – 85 с.
10. Основні засади (Стратегія) державної екологічної політики України на період до 2020 року //www.menr.gov.ua, 31 с.
11. Паламарь-Мордвинцева Г.М., Приходько О.М. *Desmidiaceae* водоемов Шацкого национального природного парка (Украина) // Альгология. – 1993. – 3, № 2. – С. 66-73.
12. Паламарь-Мордвинцева Г.М., Шиндановина И.П., Белоус Е.П. Видовое и таксономическое разнообразие *Desmidiaceae* Шацкого национального природного парка (Украинское Полесье) // Альгология. – 2009. – 19, № 1. – С. 83-91.
13. Стеценко Л.И. Альгофлора озер Шацкого национального природного парка // Заповідна справа в Україні. – 1999. – 5, вип. 1. – С. 43-48.
14. Оксіюк О.П. Флора діатомових водоростей озер Волинської області та її історія // Укр. ботан. Журн. – 1957. – 14, № 1. – С. 30-42.
15. Управління водно-болотними угіддями міжнародного значення (Методичні рекомендації до планування і впровадження). – Київ, 2005. – 194 с.
16. Царенко П.М. Хлорококковые водоросли водоемов Украинского Полесья: Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. – К., 1984. – 24 с.
17. Царенко П.М. Особливості видового складу хлорококкових водоростей озер Шацького національного природного парку / Шацький національний природний парк. Наук. досл. 1983-1993. – Шацьк, 1994. – С. 163-170.
18. Царенко П.М. Водорості водойм Волинського Полісся – їх різноманіття та охорона / Заповідна справа в Україні на межі тисячоліть (сучасний стан, проблеми і стратегія розвитку): Мат-ли всеукр. загальнотеорет. та наук.-практ. конф. (м. Канів, 11-14 жовтня 1999 р.). – Канів, 1999. – С. 165-168.
19. Червона книга України. Рослинний світ. – К.: Глобалконсалтинг, 2009. – 912 с.
20. Юнгер В.П. Эдогониевые водоросли (*Oedogoniales*) озер Шацкого природного национального парка (Украина). Видовой состав и распределение // Альгология. – 1995. – 5 (2). – С. 134-143.
21. Ялынская Н.С. Гидробиологический очерк озер Шацкой группы Волынской обл. // Тр. НИИ прудов и озерно-речн. рыб. хоз-ва. – 1949. – 6. – С. 133-151.
22. Tsarenko P.M. Taxonomy and morphology of chlorococcal algae of lakes several types of Ukraine // Abst. 5th Hungar. Algal. Meet. (Mosonmagyaróvár, June 1994). – Mag. Algal. Tars., 1994. – P. 17.
23. Tsarenko P.M., Hegewald E. & Braband, E. *Scenedesmus*-like algae of Ukraine. 1. Diversity of taxa from water bodies in Volyn Polissia // Algal. Stud. – 2005. – 118. – P. 1-45.
24. Wolski T. Materiały do fauny wioślarek (*Cladocera*) Polesia. Cz. II. Wiosłarki jezior Polesia polskiego // Arch. hydrobiol. rybactwa. – 1927. – 2 (3/4). – S. 197-310.

## ГЛУБИННЫЕ ПРОБЛЕМЫ ЧЕРНОГО МОРЯ ...

**Чистяков О.В.**

Асоціація рибалок України  
uro.ufa@gmail.com www.fishing-ua.com



Старые яхтенные капитаны вспоминают времена, когда весь Одесский шельф кишел рыбой, вода была прозрачная и чистая и приятно пахла морем, а не гнилью. Дно можно было разглядеть в тихую погоду, даже если под тобой больше 10 метров глубины, а уж сделать плов из мидий, так это вообще было святым делом для любого, себя уважающего кока.

– Сейчас картина резко изменилась – мидии зачастую вообще нет, вода мутная, рыбы совсем

мало, да и дельфины стали встречаться в нашем море гораздо реже – говорит общественный защитник экологии Черного моря Александр Заклецкий - Да и на рынке нашей черноморской рыбы встречается очень мало. Если пойти и приглядеться то наблюдается интересная картина – предлагают, как правило, или речную рыбу или вообще завозную. При чём предлагают уже копчёной или сушёной, а со свежей вообще хоть караул кричи! В лучшем случае предложат свежих бычков, всё остальное – свежемороженое.

В чём же дело? Куда подевалась рыба из одного из самых рыбных морей? Где делись мидии? Что стало с водой?

Давайте разбираться.

Попробуем обозначить некоторые проблемы, связанные с северной частью Чёрного моря. О падении численности рыбы вследствие загрязнения Чёрного моря химикатами, в особенности, поверхностного слоя воды толщиной 5-10 см в котором развиваются мальки множества рыб, писал ещё в 1970 году замечательнейший специалист и педагог академик Ювеналий Петрович Зайцев. После этого произошло ещё несколько глобальных изменений,



которые превратили северо-западный шельф Чёрного моря и акваторию Крыма из «житницы» Чёрного моря в полупустыню.

– В своё время Чёрное море славилось скумбрией или как её ещё называют макрелью, это была одна из важнейших промысловых рыб, которую ловили в большом количестве и рыболовы-любители – рассказывает глава Ассоциации рыболовов Украины Александр Чистяков - С 1969-1970 года эта рыба «ушла» и сейчас встречаются

единичные экземпляры. Многие учёные связывали это явление с активизацией главного врага скумбрии – луфаря, но эта гипотеза не подтвердилась. После долгих исследований учёные выяснили, что исчезновение черноморской популяции скумбрии, прежде всего, связано с загрязнением моря бытовыми и промышленными отходами, а так же интенсификацией транспортного потока. Эти факторы создали непреодолимый барьер для скумбрии.



Следующая жертва – осетровые Чёрного моря. В начале века осетровые давали до 20% улова, сейчас они практически полностью уничтожены. Прежде всего, это проблема связана с зарегулированием рек с помощью плотин, которые перекрыли рыбе пути нерестовой миграции. После поисков часть осетровых нашла не зарегулированные речки для нереста, но тут ослабленную популяцию бездумно и хищно доби́ли браконьеры.

– Проблема, прежде всего, в варварском браконьерском вылове этих ценных рыб - считает эколог Александр Болтачёв – В уничтожении осетровых важную роль сыграли турецкие браконьеры, оснащённые новейшими эхолотами, системами навигации и дистанционно управляемыми орудиями незаконного лова, которые появились у турков ещё в 80-х годах. Сейчас отечественные браконьеры долавливают «последних из могикан». Приводит в жуткое возмущение один только вид маленьких 2-3 летних «шнурочков-осетрят» которых продают из-под полы на рыбных рынках ничуть не стесняющиеся барыги.

– Только за декабрь было обнаружено 252 случая нарушения природоохранного законодательства. Из них 71 нарушение грубое, говорит начальник Восточно-Черноморского Управления рыбоохраны Иван Сокол, - Не только отечественные браконьеры в погоне за «легкими» деньгами уничтожают рыбные запасы Чёрного моря. К нашим берегам все чаще стали наведываться турецкие браконьеры в поисках камбалы калкан. В этом году был ряд нашумевших задержаний в совместных рейдах с пограничниками турецких сейнеров. К стати один из них конфисковали по решению суда и передали в рыбоохрану. Символично – раньше это судно использовали для своих неблагоприятных целей браконьеры, а теперь оно будет охранять черноморскую рыбу, тем самым «замаливая» былые прегрешения перед природой



– Браконьеры – это зло, но... эпизодическое! Стоит ужесточить контроль за охраной водных живых ресурсов, максимально избежать случаев «крышевания» этого зла - и браконьерские бригады рассеются, как «дым» - говорит капитан рыбацкого сейнера Владимир Кошевой - Самый большой вред Чёрному морю за годы Независимости нанес неконтролируемый промысловый лов, а так же всяческие «научные» лова, которые производятся варварскими методами – тралами. «Наука» выгребла все! После траловых «исследований» морское дно превращается в мертвый лунный пейзаж! Следует заметить, что в Азовском море ситуация не лучше – акватория там давно разбита по квадратам и протреливается самым безбожным образом.



Ещё одной достаточно редкой рыбой стал калкан – черноморская камбала. Это красивейшая и вкуснейшая рыба Чёрного моря – является его гордостью! Сейчас во всю бьют тревогу по поводу снижения уловов, практически полного отсутствия икры в планктонных пробах в нерестовый период, уменьшение размеров облавливаемых особей, преобладание самцов над самками. Основной причиной, по мнению

специалистов Института биологии южных морей является интенсивный траловый промысел, проводящийся зачастую запрещенными методами.

– Основным варварством, которое наносит наибольший вред морским экосистемам, является донное траление. Хотя официально оно запрещено ещё в середине 1970-х годов, рыбаки им абсолютно не брезгают, о чём свидетельствуют многочисленные следы донных тралений, снятые подводными роботами и множество косвенных данных – с тревогой говорят в Крымской республиканской ассоциации «Экология и Мир» - Мы на протяжении многих лет боремся с этим безжалостным уничтожением Черного моря тралями. Но, видно желание сиюминутной прибыли гораздо выше здравого смысла у рыбаков. Они не хотят даже задумываться, что завтра нечего будет ловить!



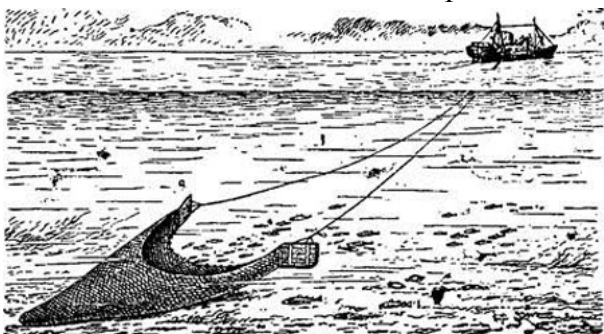
Чем же так опасно донное траление? Днём косяки черноморской кильки (шпрота), которая на данный момент главная промысловая рыба Чёрного моря, массово собирается в придонном слое, и для того, чтобы ее поймать капитаны вынуждены проводить траление в «касание с грунтом». Трал, в прямом смысле «гребя» по дну ловит не только кильку, но в него попадают и другие виды рыбы, что живут в придонном слое. При этом, чтобы трал плотно прилегал к грунту и максимально распахивался, используют специальные тяжелые балластные доски и катки. Эти катки и доски

перепахивают весь донный грунт, и то, что не попадает в трал, как правило, просто раздавливается под тяжестью балласта. При этом уничтожаются все придонные места обитания рыб и других гидробионтов, уничтожаются моллюски-фильтраторы – основа кормовой базы множества рыб, в том числе и осетровых.

– Черноморский шпрот не обладает продуктовой ценностью и используется в основном в пряном виде, а так же его перемалывают на рыбную муку для корма животных – рассказывает директор перерабатывающего рыбного предприятия Андрей Котагоров – консервы «Килька в томате», в основном, делают из балтийской кильки, она более технологичная, обладает плотной консистенцией, не разваливается при термической обработке в отличие от черноморской.



Не стоит так же забывать, что черноморская килька является основной кормовой базой ценных видов



рыбы. И уничтожая ее тралями, мы теряем единственную надежду на восстановление численности популяции ценных видов рыбы, которая находится в критическом состоянии.

– По правилам тралить разрешено не ближе чем в двух морских милях (1 морская миля = 1852 метра) от берега – рассказывает член Ассоциации рыбаков Украины кандидат биологических наук Игорь Зорин – Мы

неоднократно останавливали траление в 200 и даже в 80 метрах от берега, в зоне, где активно растут макроводоросли. Такие акты браконьерства - это в десять крат большее преступление! Мало того, что уничтожается придонная фауна, выкашивается флора, которая не только обогащает воду кислородом и чистит её, но и даёт пристанище огромнейшему количеству животных. В тех местах, где растут водоросли концентрация жизни в 1000 раз больше чем на голом песчаном дне. Многие рыбы (тот же сарган) используют водоросли для откладывания



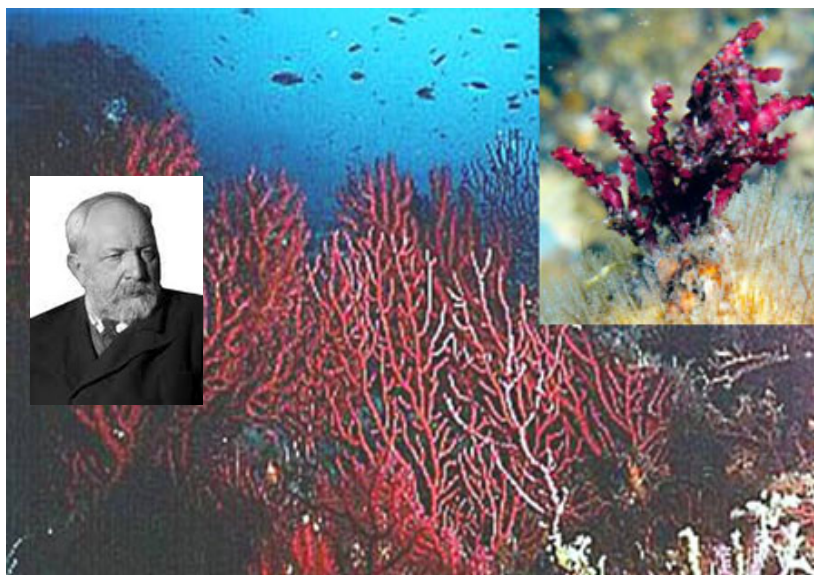
икры. Кроме того, выкошенные водоросли в процессе гниения уменьшают количество кислорода в воде.

Ещё одним серьезнейшим врагом, как рыб так и беспозвоночных Чёрного моря является дальневосточный вселенец рапана *Rapanathomasiana*. Это хищный брюхоногий моллюск, появившийся в Чорном море во второй половине 1940-х годов. Чем же он так опасен? Рапана питается моллюсками-фильтраторами, а так же не брезгует падалью, таким образом, этот моллюск подрывает кормовую базу многим видам рыб, а так же крабам – основным падальщикам Чёрного моря.



Кроме того, уничтожая фильтраторов, рапана способствует замутнению воды, что в свою очередь приводит к сокращению биомассы макроводорослей, что опять же приводит к повышению мутности. Естественных врагов у рапаны нет, кроме разве что рыбы-песчанки, которая поедает личинку рапаны, единственный враг во взрослом состоянии в наших водах это человек. Вроде-бы - ловить эту рапану и кушать, тем паче, что она полезна для зрения, для потенции и для профилактики онкологических заболеваний, но как бы ни так – вылов рапаны КВОТИРОВАН! Логика введения этой квоты на вид вселенец непонятна – это всё равно, что вводить квоту на вылов тараканов у себя дома, тем не менее, квота существует и природоохранные и правоохранительные структуры доблестно гоняют всех ловцов рапаны, даже любителей, закрывая при этом глаза на браконьерские донные траления.

Нельзя не вспомнить здесь и о безжалостном загрязнении рек, которое привело к почти полной гибели главный оазис жизни на северо-западном шельфе Чёрного моря – филлофорное поле Зернова. Благодаря тому, что на северо-западном шельфе имеется



достаточно устойчивое циклоническое круговое движение оторванная штормом или течением красная водоросль филлофора собирается на дне в центральной части северо-западного шельфа. Это скопление было открыто ещё в 1908 году известным гидробиологом С.А.Зерновым, механизм образования этого поля схож с механизмом формирования Саргассового моря, с той лишь разницей, что саргассовые водоросли плавают на поверхности воды, а

филлофора плавают около дна. Площадь этого поля составляла 11 тысяч квадратных километров, биомасса, по разным оценкам от 6 до 10 миллионов тонн. В этом гигантском подводном лесу жило огромное количество живности – около 100 видов бесхребетных и около 40 видов рыб. Но начиная с конца 60-х годов развитие событий в экосистеме Чёрного моря пошло таким образом, что прозрачность воды в северо-западной части резко упала, прежде всего, это произошло благодаря зарегулированию рек и бездумному внесению удобрений на сельскохозяйственных угодьях. В результате филлофора стала погибать, а её поле сокращаться в размерах. К началу 80-х оно сократилось до 3 тысяч квадратных

километров, а к началу 90-х осталось всего 500. Итак, поле сократилось в 22 раза! Естественно сократился и биоценоз. Чтобы сохранить это уникальное природное явление, территорию филафорного поля им.Зернова сделали заповедной.

– На данный момент ситуация с полем Зернова не ясна, но даже если пойдёт процесс восстановления, то понадобится около 50 лет чтобы восстановить биоценоз – считает Наталия Мильчакова специалист из Института биологии южных морей.

– Поэтому ни в коем случае нельзя допустить попытки узаконить промысловый вылов рыбы на территории заповедных территорий – говорит эколог член Национальной экологической рады Олег Матюшок, - это может поставить под угрозу исчезновения заповедных, нетронутых уголков дикой природы.



Нужно так же рассказать про еще одного незваного гостя в Чёрном море. Он проник в его акваторию совсем недавно, в 1980-х годах, но успел наделать приличного «шороху». Речь идёт о гребневике Мнемииопсисе *Mnemiopsis* *ledyi*. Предполагают, что его завезли к нам из прибрежной зоны атлантического побережья Северной Америки на днищах кораблей. Первые его экземпляры были замечены в 1982 году. Гребневик на 99% состоит из воды, быстро растёт, достигая в длину 10-11 сантиметров, обладает высокой плодовитостью, основной его пищей является зоопланктон (беспозвоночные, икра и личинки рыб). К концу 80-х биомасса мнемииопсиса в Чёрном море приблизилась к одному миллиарду тонн! Понятное дело, что, не имея врагов и будучи столь плодовитым,

Мнемииопсис отвоёвал себе львиную долю кормовой базы планктоноядных рыб, а как потребитель икры и личинок рыб стал их первейшим врагом. Самой пострадавшей стороной в этой экологической катастрофе оказалась хамса – не только одна из главнейших промысловых рыб Чёрного моря, но и пищевая база для ценных хищных рыб – саргана, луфаря, и др. Кроме того, при размножении Мнемииопсис выделяет столько личинок, что видимость падает в 2-3 раза! Сами понимаете, как это сказывается на донной растительности, о которой мы уже говорили выше. К счастью вслед за Мнемииопсисом пришёл другой гребневик – Берое *Beroe* *beroevata*. Он специализируется именно на поедании Мнемииопсиса. Здесь необходимо сказать большое спасибо нашим специалистам из Института биологии южных морей, которые максимально вселили и создали благоприятные условия жизни для гребневика Берое *Beroe* *beroevata*. В результате численность агрессора Мнемииопсиса существенно снизилась, что привело к возрастанию стай хамсы, но, к сожалению, пока еще не до тех количеств, что были до появления этого вредителя. Кстати именно к появлению Мнемииопсиса некоторые учёные приурочивают самый резкий спад численности рыбы в Чёрном море, а вслед за этим и спад численности дельфинов.

Эта картина далеко не полна, она отражает только некоторые проблемы, лежащие на самой поверхности и понятные любому человеку. Очертим круг проблем перечисленных выше ещё раз: браконьерство, неконтролируемый промысловый вылов, «научный» варварский лов рыбы травами, уничтожение мест обитания и размножения рыб, ухудшение прозрачности воды и её загрязнение бытовыми и производственными стоками, а так же химикатами, смываемыми с полей, уничтожение вселенцами кормовой базы и животных-санитаров моря (фильтраторов).

Что же делать нам – простым рыбакам, яхтсменам, дайверам, в общем, любителям моря?



- Ни в коем случае не будем призывать отказаться от рыбалки на море – говорит глава Народной Дружины Ассоциации рыболовов Украины Олег Дейнека - любительский лов (если он действительно спортивный, а не сетями) это меньше 0,1% от промышленного лова. В то же время рыболовы, как раз, и являются «глазами» всех нарушений природоохраны происходящих на море. Нужно помнить, что если Вы стали свидетелями браконьерства, то об этом

немедленно необходимо сообщать на телефоны «Горячей Линии» в природоохранные и правоохранительные структуры. Только общественный контроль за акваторией и над работой служб призванных охранять и лелеять природу сможет значительно снизить факты негативного отношения к ней.

Кроме того, необходимо отменить всякое квотирование на вылов рапана, а наоборот поощрять этот процесс.



Так же необходимо стимулировать развитие Марикультуры – морские фермы по выращиванию рыб и моллюсков, прошло время дикой охоты и собирательства в море, пришёл час морского фермерства! Во всем мире это давно уже поняли и получают с морского фермерства суперприбыли. У нас же пока что картина печальна и удручающа – законодательная база несовершенна, льгот и финансовой поддержки на развитие этой нужной отрасли, за которой будущее в наполнении продовольственной корзины качественным, экологически чистым, собственного производства

рыбным продуктом, пока нет... в общем вопросов еще масса.

Хотелось бы обратить внимание и поддержать инициативу Ялтинских дайверов по созданию искусственных рифов, как мест жизнеобитания гидробионтов, причём такие сооружения могут нести сразу несколько функций: «дом для рыб», антитраловое заграждение, эстетический элемент подводного ландшафта для дайверского туризма.

Обращаемся ко всем отдыхающим. Старайтесь не засорять море и прибрежный пляж, не лить моющие средства, порошки, гели и т. п. в море – для многих живых существ – это смертельный яд!

*Любите и берегите море! И оно ответит вам щедростью и взаимностью.*



## ФЛОРА ГІДРОЕКОСИСТЕМ МІСТА КРИВИЙ РІГ

*Шоль Г.Н.*

Криворізький ботанічний сад НАН України, м. Кривий Ріг  
shol.uf@mail.ru

Місто Кривий Ріг згідно з флористичним районуванням України [3] розташоване на межі двох флористичних областей: Європейської та Паннонсько-Ппричорноморсько-Прикаспійської. Місто витягнуте у меридіальному напрямку більш як на 100 км та вузьке у широтному – до 20 км. Його клімат, в основному, формується за загальними кліматоутворюючими факторами степової зони помірних широт. Коефіцієнт зволоження складає 0,53, що характеризує Криворіжжя як територію з недостатнім і нестійким зволоженням [2].

Кривий Ріг приурочений до середньої частини басейну річки Інгулець, тому головними водними артеріями міста є р. Інгулець та її ліва притока р. Саксагань. Бурхливий розвиток міста в кінці ХІХ – на початку ХХ століття у зв'язку з освоєнням родовищ залізних руд та інтенсивний розвиток промисловості в 50-60-х роках минулого століття призвели до того, що міські водоймища зазнали суттєвих, а, часто, й незворотніх змін. Так, стік річок у межах міста і його околиць зрегульований водосховищами: Інгулець – Іскрівським, Христофорівським, Карачунівським; Саксагань – Макортівським, Кресівським, Держинським. Основними джерелами питного забезпечення міста є Карачунівське та Південне водосховища. Останнє живиться водами штучного каналу Дніпро – Кривий Ріг. Окрім цього, у гідроструктурі Кривбасу з'явилися особливі новітні явища, аналогів деяким з них немає в Україні [4]. Так, нижня ділянка р. Саксагань була відрізана від природного русла залізрудним кар'єром рудоуправління ім. Кірова та засипана його відвалами, а води річки спрямовані в проритий дериваційний канал, з якого вони впадають в Інгулець за 2 км нижче від природного гирла. Обвідні техногенні канали побудовані і на річці Інгулець. Також має місце утворення природно-техногенних озер – вони виникають самостійно в западинах кар'єрів, у провальних котлованах тощо.

Зростання водоспоживання, великі обсяги гідротехнічного, промислового та міського будівництва, зміна природних русел річок. Створення водосховищ, затоплення відпрацьованих шахт і кар'єрів зумовили зміну геолого-гідрологічних умов і, як наслідок, широкий розвиток процесів підтоплення. У районах розташування промислових підприємств, гірничо-збагачувальних комбінатів, хвостосховищ площі підтоплення становлять 43 тис. га; у підтопленому стані перебуває біля 5 тис. га міської території та житлових масивів, де рівні ґрунтових вод знаходяться на глибині 0,5-2 м [1]. Окрім цього, вода, що скидається у водойми міста, перевищує допустиму концентрацію шкідливих речовин у 2-15 разів [6]. Такі особливі гідрологічні умови мають вплив на формування відповідної рослинності у зволжених екотопах.

Гідрофільний компонент у загальній структурі флори присутній практично в будь-якому ботаніко-географічному регіоні. Однак, в одних випадках гідрофільну флору розглядають у вузькому розумінні – види, повністю занурені у воду і з плаваючими листками, а в інших – більш широко – з включенням дерев і кущів, що зростають на заливних узбережжях.

Об'єктом наших досліджень є вищі види рослин, що беруть участь у формуванні гідрофільного екоценофітону, який у межах міста представлений двома екофітонами: водним і прибережно-водним [5]. Перший формують види, що безпосередньо ростуть в акваторії водоймищ – гідрофіти, другий – види-гідрофіти, що ростуть в умовах надмірного зволоження і тимчасового затоплення, та представники інших екологічних груп, що трапляються в межах цього екофітону. Названі екофітони ми виділяємо у складі флор напівприродних екосистем. Окрім того, у складі флор, що формуються на техногенно порушених землях (техногенний екоценофітон), ми виділили штучно-гідротехнічний екофітон – екофітон перезволжених

екотопів антропогенного чи техногенного походження (ставки, канали, підтоплені ділянки тощо). У статті окремо його не аналізуємо, а види, що його формують, входять до складу перших двох екофітонів.

Для вивчення флори міста загалом та флори перезволожених місцезростань використовували загальноприйнятий метод маршрутного флористичного обстеження в адміністративних межах міста та його зеленої зони зі збиранням гербарного матеріалу і камеральною обробкою зборів. Список складено згідно з номенклатурним зведенням С.Л. Мосякіна та Ф.Ф. Федорончука [12] на підставі власних зборів (1998-2013pp.), гербарію КБС НАН України (KRW) та літературних джерел. Аналіз флори виконано з використанням систематичного підходу та методів структурно-порівняльного аналізу [8; 9].

У результаті проведених досліджень встановили, що у формуванні водного екофітону беруть участь 20 видів рослин із 12 родів і 10 родин, що становить менше 2% від урбанofлори загалом [5]: *Batrachium trichophyllum* (Chaix) Bosch, *Ceratophyllum demersum* L., *C. submersum* L., *Elodea canadensis* Michx., *Hippuris vulgaris* L., *Lemna gibba* L., *L. minor* L., *L. trisulca* L., *Myriophyllum spicatum* L., *M. verticillatum* L., *Najas marina* L., *Persicaria amphibia* (L.) Delarbre, *Potamogeton crispus* L., *P. lucens* L., *P. natans* L., *P. pectinatus* L., *P. perfoliatus* L., *Spirodela polyrrhiza* (L.) Schleid., *Vallisneria spiralis* L., *Zannicellia palustris* L.

Провідними є родини: Potamogetonaceae – 5 видів, Lemnaceae – 4, ще три родини містять по 2, а решта – по 1 виду. Серед родів найбільше видів – представників родів *Potamogeton* L. – 5 видів і *Lemna* L. – 3 види.

За головною біоморфою 19 видів є полікарпіками і лише 1 – монокарпик. За структурою підземних пагонів – 12 довгокореневищних, а решта – без спеціалізованих підземних пагонів. За характером вегетації 12 видів є літньозеленими, 2 – літньозимовозеленими і 6 – вічнозеленими.

В екологічному спектрі серед гідрофітів за широтою екологічної амплітуди переважають стенотопні та гемістенотопні, відповідно 9 і 2 види (разом 55%); 6 – геміевритопні і 3 види – евритопні. За відношенням до середовища життя [7] види розподілились за групами таким чином: аерогідрогетопні – 3, аерогідротопні – 3, гідрогетопні – 12 (або 60%) і гідротопні – 2 види.

Географічна структура свідчить, що усі гідрофіти в урбанofлорі – це види з широким ареалом. Найбільше видів – 9 – плюрирегіонального типу ареалу, 7 – голарктичного, 2 – представники палеарктичного типу і 2 види – адвентивні: *Elodea canadensis* Michx. та *Vallisneria spiralis* L., причому вони мають найвищий ступінь натуралізації – агріофіти.

У формуванні прибережно-водного екофітону бере участь значно більша кількість видів – 127, які презентують 76 родів та 35 родин, що становить 11,8% від кількості видів урбанofлори загалом. Провідними є родини Cyperaceae Juss. – 16 видів (12,6%), Poaceae Barnhart – 15 (11,8%), Asteraceae Dumort. – 14 (11%), Lamiaceae Lindl. – 8 (6,3%) видів. До десяти провідних увійшли Salicaceae Mirbel, Polygonaceae Juss., Juncaceae Juss., Onagraceae Juss., а характерна для урбанofлори та регіональної флори Fabaceae Lindl. поділяє лише 10-11-е місце (замість четвертого в урбанofлорі загалом). У 3-х перших родинях сконцентровано третю частину всіх видів – 35,4%, у 10-х – 66,9%. Провідними родами є *Carex* L. – 9 видів, *Salix* L. – 6, *Juncus* L. – 5, *Epilobium* L., *Persicaria* Mill. – містять по 4 види, *Typha* L., *Trifolium* L., *Eleocharis* R. Br., *Glyceria* R.Br., *Lythrum* L. – по 3, а решта – по 1-2 види.

У біоморфологічному спектрі за головною біоморфою домінують трав'янисті рослини, причому 70,9% – полікарпіки, а частка монокарпиків є, порівняно з урбанofлорою загалом [11], незначною – 21,3%; 8 видів або 6,3% становлять деревні рослини. Це представники родів *Salix* L., *Populus* L., *Amorpha* L.. За характером вегетації переважають літньозелені – понад 66% – види. За типом кореневої системи – види з мичкуватою кореневою системою – 63%; стрижневокорених – 25,2%, що у 2,5 рази менше, ніж в урбанofлорі. За структурою підземних пагонів більше половини становлять довго- і короткокореневищні, відповідно, 31,5 і 22,1%, що пояснюється місцезростанням рослин в умовах надлишково зволжених

екотопів. Майже четверту частину – 24,4% – становлять види без спеціалізованих підземних пагонів (в урбанофлорі їх відсоток помітно вищий – 35,6%).

В екологічному спектрі, на відміну від попереднього екофітону, де всі види є гідрофітами, спостерігаємо дещо більшу різноманітність гігоморф. Так, переважають гідрофіти – понад 30%, п'яту частину – 20,5% – становлять гідрогідрофіти, високий відсоток – 16,5% – мезогідрофітів. Слід відмітити і присутність ксерофільних груп: мезоксерофіти та ксеромезофіти разом становлять понад 15%; це види, не властиві для гідрофільної флори, однак, унаслідок порушеності екотопів вони займають вільні екологічні ніші і пристосовуються до нових умов зростання: *Ambrosia artemisiifolia* L., *Atriplex sagittata* Borkh., *Echinochloa crusgalli* (L.) P. Beauv., *Artemisia absinthium* L., *A. vulgaris* L., *Sisymbrium loeselii* L., *Xanthium albinum* (Widder) H. Scholz, *X. spinosum* L. тощо та ціла низка видів – типових представників лучного та солончаково-лучного екоценофітонів. Проте, більшість видів є стено- та гемістенотопними видами. За відношенням до родючості ґрунтів найбільше мезотрофів – 53,5% й оліготрофів – 42,5%. Серед клімаморф переважають гемікриптофіти – 34,7% та гідрофіти – 28,3%; велика частка й терофітів – понад 18%, але цей показник нижчий, ніж у флорі міста загалом [10]. За відношенням до середовища життя види розподілились майже порівну: 65 видів – аерогеотопних і 62 види – аерогідрогеоотопних.

В еколого-ценотичній структурі більшість становлять палюданти (40,2%) та пратанти (26,8%), що вказує на специфічність цього екофітону, порівняно з іншими ксеричними екофітонами міста. Проте, як і інші екофітони, він є досить синантропізованим, на що вказує високий відсоток видів-синантропофантів – 15,7%. Це ж підтверджує і географічна структура.

Так, серед видів прибережно-водного екофітону переважають види з широким ареалом: палеарктичні – 36,2% та голарктичні – 24,4%; крім того, 12,6% становлять адвентивні види з високим ступенем натуралізації – агріоепекофіти та агріофіти.

Якщо виділити окремо власне гідро- і гідрофільні види – ядро гідрофільного елементу урбанофлори міста – то таких видів нараховується 95 або 64,6% від усіх вище згаданих видів (сюди ж віднесли і 7 видів – мезогідрофітів, які трапляються найбільш часто у прибережно-водних екотопах: *Chaiturus marrubiastum* (L.) Rchb., *Glyceria notata* Chevall., *Juncus compressus* Jacq., *J. inflexus* L., *Lycopus europaeus* L., *L. exaltatus* L. f. та ін.

Тобто, власне гідрофільний елемент складає лише 8,9% від кількості видів урбанофлори загалом, що відзеркалює місцерозташування міста у степовій зоні, з одного боку, та порушеність природного рослинного покриву гідроекосистем у місті – з іншого.

Отже, у формуванні водного екофітону міста Кривого Рогу беруть участь 20 видів вищих рослин із 12 родів та 10 родин. Це екофітон широкоареальних «вірних» гідрофітів, переважно літньозелених довгокореневищних полікарпиків, стено- та гемістенотопних аквантів. У формуванні прибережно-водного екофітону беруть участь 127 видів із 76 родів та 35 родин. Провідними є родини Сурегасеае, Роасеае та Астерасеае. Це екофітон переважно гідро- та гідрогідрофітних палюдантів і пратантів, переважно літньозелених мичкуватокореневих полікарпиків із широким типом ареалу. Гідрофільне ядро досліджуваної флори складають 95 видів або 64,6% від кількості видів двох екофітонів і 8,9% від кількості видів урбанофлори загалом.

Таким чином, лише дві третини видів гідрофільного екоценофітону є представниками власне гідрофільної флори, що свідчить про особливості формування флори в умовах міста степової зони, а високий відсоток синантропних видів – близько 15%, в т.ч. адвентивних – 12,2% є наслідком суттєвого впливу на цей процес антропогенного та техногенного чинників.

#### БІБЛІОГРАФІЯ

1. Досвід комплексної оцінки та картографування факторів техногенного впливу на природне середовище міст Кривого Рогу та Дніпродзержинська / І.Д. Багрій, А.М. Білоус, Ю.Г. Вілкул та ін. / Відпов. ред. В.М. Палій. – К.: Фенікс, 2000. – 110с.
2. Енциклопедія Криворіжжя. У 2-х томах / Упоряд. В.П. Бухтіяров. – Кривий Ріг: ЯВВА, 2005. – Т.1. – С. 563.

3. Заверуха Б.В. Сосудистые растения / Природа Украинской ССР. Растительный мир. Киев: Наук. думка, 1985. – С. 20-46.
4. Казаков В.Л. Унікальні техногенні явища в гідрологічній структурі Кривбасу / Проблеми екології та екологічної освіти. – Мат-ли V Міжнарод. наук.-практ. конф. (Кривий Ріг, 2006р.). – Кривий Ріг, 2006. – С. 19-22.
5. Кучеревський В.В., Шоль Г.Н. Анотований список урбанofлори Кривого Рогу. – Кривий Ріг: Видавничий дім, 2009. – 71 с.
6. Могилевський Л.М. Вплив тезногенезу надр на поверхневі водні об'єкти Кривбасу / Деякі чинники техногенезу. Сер.: Геологічне середовище антропогенної екосистеми. – Кривий Ріг: Октан- Принт, 2002. – С. 80-95.
7. Нухимовский Е.Л. Основы биоморфологии семенных растений: Т. 1. Теория организации биоморф. – М.: Недра, 1997. – 630 с.
8. Толмачев А.И. Введение в географию растений. – Л.: Изд-во Ленинград. ун-та, 1974. – 244 с.
9. Шеляг-Сосонко Ю.Р., Дидух Я.П. Системный подход к изучению флоры / Теоретические и методические проблемы сравнительной флористики: Мат-лы II рабочего совещ. по сравнительной флористике. Неринга, 1983. – Л.: Наука, 1987. – С.30-36.
10. Шоль Г.Н. Екологічна структура урбанofлори Кривого Рогу (за відношенням до природних чинників) / Современная биология растений. – Мат-лы Междунар. науч. конф. – (Луганск, 20-24 июня 2011 г.). – Луганськ. – С.57-58.
11. Шоль Г.Н. Особливості біоморфологічної структури урбанofлори Кривого Рогу / Ботаніка та мікологія: проблеми і перспективи на 2011-2020 рр. / Під ред. І.О. Дудки та С.Я. Кондратюка. – Мат-ли Всеукр. наук. конф.(м. Київ, 6-8 квітня 2011 р.). – К.: Ін-т ботаніки ім. М.Г. Холодного, 2011. – С.110-111.
12. Mosyakin S.L., Fedoronchuk M.M. Vascular plants of Ukraine: a nomenclatural checklist / Ed. S. L. Mosyakin. – Kiev: National Academy of Sciences of Ukraine, 1999. – XXIV. – 345 p.

## **ФОРМУВАННЯ ТА РОЛЬ ВСЕЄВРОПЕЙСЬКОЇ ЕКОЛОГІЧНОЇ МЕРЕЖІ В МЕЖАХ НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ «КРЕМЕНЕЦЬКІ ГОРИ»**

*Штогрин М.О., Бобрик І.В.*

Національний природний парк «Кременецькі гори»

rina-shtogrin@rambler.ru

Екомережа – це єдина територіальна система, яка утворюється з метою поліпшення умов для формування та відновлення довкілля, підвищення природно-ресурсного потенціалу території України, збереження ландшафтів та біорізноманіття, місць оселення та зростання цінних видів тваринного і рослинного світу, генетичного фонду, шляхів міграції тварин через поєднання територій та об'єктів природно-заповідного фонду, а також інших територій, які мають особливу цінність для охорони навколишнього природного середовища і відповідно до законів та міжнародних зобов'язань України підлягають особливій охороні (Закон України “Про екологічну мережу України”) [5].

Ідею створення Всеєвропейської екологічної мережі (European Ecological Network або EECONET) як системи взаємно поєднаних, цінних з екологічної точки зору природних територій, було запропоновано групою голландських дослідників у 1993 р. на Міжнародній конференції “Охорона природної спадщини Європи через створення Європейської екологічної мережі” (м. Маастріхт, Нідерланди). Вона органічно інтегрується в ідею сталого розвитку та є одним з потужних інструментів її втілення.

Україна як європейська держава – сторона багатьох міжнародних природоохоронних конвенцій та угод також бере активну участь у формуванні Всеєвропейської екомережі,

поряд з визначенням водно-болотних угідь міжнародного значення (International Wetlands), у рамках Конвенції про водно-болотні угіддя, що мають міжнародне значення головним чином як місця існування водоплавних птахів (Рамсар, 1971 р.); територій спеціального інтересу збереження (Areas of Special Conservation Interest) Смарагдової мережі Європи, на виконання Конвенції про охорону дикої флори і фауни та природних середовищ існування в Європі (Берн, 1979); біосферних резерватів Світової мережі біосферних резерватів ЮНЕСКО у відповідності до положень Севільської стратегії розвитку біосферних резерватів (1995 р.) тощо. Україна, як і всі інші учасники процесу має зобов'язання інтегрувати національну екомережу до Всеєвропейської, включаючи питання як проектування і формування, так і управління екомережею [16].

Основними нормативно-правовими актами, які регулюють процес формування Національної екомережі України є Закон України «Про екологічну мережу України» (N1864-IV від 24 червня 2004 р.) та Закон України «Про Загальнодержавну програму формування національної екологічної мережі України на 2000-2015 роки» (N1989 від 21 вересня 2000 р.). З формуванням, управлінням, збереженням та моніторингом Національної екомережі України також тісно пов'язані Закони України: „Про охорону навколишнього природного середовища”; „Про основи містобудування”; „Про охорону земель”; „Про землеустрій”; „Про місцеве самоврядування в Україні”; Водний, Лісовий та Земельний кодекси України та інші нормативно-правові акти України.

Території та об'єкти природно-заповідного фонду у будь-якому регіоні виконують ряд важливих соціально-екологічних функцій. Вони забезпечують збереження гено- та ценофондів, є ядрами екологічного каркасу, використовуються у рекреаційних, наукових, просвітницьких та культурних цілях. У розвитку мережі територій та об'єктів природно-заповідного фонду можна виділити ряд періодів, що різняться за масштабами, темпами росту заповідних об'єктів та їх функціональними завданнями. В період 60-початку 70 років ХХ століття відбулося відродження заповідних територій за рахунок створення пам'яток природи прообразами інших категорій заповідання. Період другої половини 70-80 років ХХ століття характеризувався кількісним зростанням функціональних категорій природозаповідання, формування вузлових структурних елементів природно-заповідної мережі. Період з 1990 року до наших днів знаменує собою перехід до формування цілісної функціонально-завершеної, соціальноспрямованої мережі територій та об'єктів природно-заповідного фонду.

Прийняття у другій половині 90-х років міжнародної програми формування Пан'європейської екологічної мережі сприяло розробці відповідних програм на національному та регіональному рівнях. У 2000 році затверджено Закон України «Про загальнодержавну програму формування національної екологічної мережі на 2000-2015 роки» [5].

Згідно з програмою формування регіональної екологічної мережі у Тернопільській області і створений національний природний парк «Кременецькі гори», згідно Указу Президента України № 1036/2009 від 11 грудня 2009 року. Загальна площа парку становить 6951,2 га, у тому числі 3986,6 га земель, які надані йому в постійне користування, та 2982,6 га земель ДП «Кременецьке лісове господарство», що включається до складу національного природного парку без вилучення в землекористувача. До складу парку включено філіал природного заповідника «Медобори» – «Кременецькі гори», який існував на площі 1000 га від 1990 року.

НПП «Кременецькі гори» розташований на території Кременецького та Шумського районів Тернопільської області.

Історія ботанічних та природоохоронних досліджень регіону налічує вже 200 років. Початок комплексного пізнання флори Кременецьких гір безпосередньо пов'язаний з ім'ям В.Г. Бессера (Besser, 1809, 1820 a, b, 1822, 1823, 1827, 1832). Найдетальніша для свого часу інформація про рослинність Кременецьких гір представлена в роботі С. Мацка (Masco, 1937). Певні дані щодо флори й рослинності Кременецьких гір, переважно їхньої західної



частини й околиць м. Кременець, є в роботах польських дослідників першої половини ХХ століття (Koczwara, 1925, 1926, 1930; Gajewski, 1937; Motyka, 1937; Panek, 1939; Dytg, 1938). У цих роботах вперше для регіону було піднято питання охорони рослинного світу на спеціальних природоохоронних територіях. У другій половині минулого століття детально вивчав флору й рослинність Кременецьких гір Б.В. Заверуха, що знайшов відображення в його численних фундаментальних публікаціях (Заверуха, 1958, 1960 а, б, в, г, 1962, 1963 а, б, 1964 а, б, 1965, 1967, 1975, 1985 та ін.). Дослідження рослинності філіалу природного заповідника «Медобори» провів В.А. Онищенко (2000, 2001, 2002, 2003). Матеріали щодо поширення екологічного статусу раритетних видів можна знайти у роботах низки авторів (Мшанецьк 1999; Стойко та ін., 2004; Дейнеко, Бойко, 2003; Чубата, Бойко, 2003; Шиманська, Сушко, 2003; Сушко, 2004; Черняк, Синиця, 2008) [9].

Встановлені з допомогою картографічних методів ареали суцільного поширення природної рослинності, ядра і смуги підвищеної концентрації „червонокнижних” видів рослин і тварин, а також ареали концентрації „зеленокнижних” угруповань дають можливість перейти до визначення місць приуроченості основних структурних елементів екомережі та їх еколого-географічної характеристики. Ключові території або природні ядра екомережі формують, згідно з вищезазначеними критеріями, на територіях з багатим біорізноманіттям та високим ступенем ландшафтного різноманіття і натуральності.

Якщо заповідні території рангу природного заповідника, національного природного парку чи заказника відповідають даним критеріям, то є всі передумови проектування в їхніх межах ключової території - складової екомережі відповідного рівня.

Кременецьке природне ядро приурочене до Кременецького фізико-географічного району Середньоподільської височинної області зони широколистяних лісів [8]. В його основі лежать структурно-денудаційні горбогірні місцевості з вододільними останцями, ярами і балками Кременецького кряжу, розташованого між річками Іква і Вілія. Довжина пасма 65 км, ширина 12-20 км. Вершини кряжу куполоподібні, з відносними висотами 100-200 м та абсолютними висотами 334-408 м. Вони круто обриваються до малополіської рівнини, над якою височіють вершини Замкова, Страхова, Гостра, Черча, Маслятин, Божа та ін. В основі гір знаходиться крейда, на якій залягають глини, кварцові піски, пісковики, вапняки, виходи яких на денну поверхню утворюють скелі з гротами, уступами, мальовничими крутими схилами. До переважаючих тут сірих і світло-сірих ґрунтів приурочені грабово-дубові ліси. На дерново-підзолистих ґрунтах східної частини Кременецьких гір поширені грабово-дубово-соснові, дубово-соснові ліси. На дерново-карбонатних ґрунтах сухих південних схилів гір розвинуті лучно-степові рослинні асоціації з чисельними рідкісними, ендемічними і реліктовими видами [4].

Основу природного ядра формуватиме національний природний парк „Кременецькі гори”, який розташований у межах західної частини Кременецьких гір. До периферійної частини ядра приурочено 4 ботанічних та 3 загальнозоологічних заказники та 14 ботанічних і 7 геологічних пам'яток природи, які створюють надійну буферну зону природному ядру. Вона завжди може бути використана для його розширення. Загальна площа заповідних територій буферної зони складає понад 2000 гектарів. Більшість заповідних територій була створена у 80-х роках минулого століття і ландшафти перебувають під природоохоронним режимом понад двадцять років.

Найціннішими геологічними та геоморфологічними об'єктами даної території у науковому, дидактичному та естетичному відношеннях є [4]: мальовничі останцеві гори з відносними висотами 160-170 метрів, схили яких вкриті рослинністю, - типові ерозійні утворення, що майже повністю позбавлені ознак рівнинно-пластового рельєфу (гори Божа, Бона, Стіжок та ін.); велика кількість ярів і балок різних типів; численні понори, карстові колодязі, ніші, карнизи, печери довжиною десятки і сотні метрів, утворені внаслідок широкого розвитку карстово-суфозійних явищ у сарматських вапняках на вершинах гір. Ботаніко-ценотична цінність території полягає у високій концентрації рідкісних, реліктових та ендемічних видів. 47 видів рідкісних рослин, біля 20 видів ендемічних

рослин і 19 видів реліктових рослин свідчать про значний вік даної флори і її високу самотність. На це вказують результати наукових досліджень і публікації В.Г. Бессера(Besser, 1809, 1822), І.Ф. Шмальгаузена (1866), А.Л. Анджеевського (1861, 1862)[3], Й. Мотики (Motyka, 1937), У.С. Роговича (1969), В.О. Шиманської, Б.В. Заверухи (1962, 1964, 1965, 1985)[125], М.В. Клокова (1974) С.В. Зелінки (1972, 1974, 1979, 1995, 1998), О.О. Кагала (1984, 1992), Н.В. Мшанецької (1995, 1998) ,В.А. Онищенко (1998), Г.І. Оліяр (1996) [3] та багатьох інших [6, 12, 13].

До Європейського Червоного Списку тварин і рослин, які перебувають під загрозою зникнення, віднесені (*Senecio besseranus* Minder.), (*Salvia cremenecensis* Bess.), (*Vincetoxicum rossicum* (Клеопов) Barbar.)

Особливу флористичну групу Кременецьких гір складають 47 видів, які занесено до "Червоної книги України" (2009).

Степова рослинність займає невеликі площі. Найбільш поширені асоціації: різнотравно-типчакowo-осокова та різнотравно-типчакова, причому обидві утворюють петрофільні варіанти. Характерним для західної частини Кременецьких гір є наявність костриці валійської. Незначні ділянки займають асоціації чебрецево-типчакова, різнотравно-бородачева, різнотравно-пирієва та формація чебрецю Бессера.

Лучна рослинність представлена суходільними та заплавленими луками. Перші представлені крупнозлаковими та дрібнозлаковими луками. Степові луки представлені формацією тонконога вузьколистого. Суходільні луки займають значні площі на схилах гір, ярів, лісових галявинах, узліссях тобто там, де з певних причин не здійснювалось розорювання земель. Вони представлені формаціями (*Agrostis tenuis* Sibth.), (*Festuca rubra* L.), (*Teucrium montanum* L.), (*Thymus podolicus* L.) [2, 15].

Заплавні луки займають певні площі в днищах долин із невеличкими потічками. Через надмірне випасання більшість лучних ділянок перебуває у незадовільному стані, з незначною густиною трав'янистого покриву.

З рідкісних рослинних угруповань, занесених до Зеленої книги України (2009) станом на 2013 рік на території НПП «Кременецькі гори» виявлені такі рослинні угруповання:

- угруповання звичайнодубових лісів (*Querceta roboris*) з домінуванням плюща звичайного (*Hedera helix*);
- угруповання звичайнодубових лісів (*Querceta roboris*) з домінуванням у травостої скополії карніолійської (*Scopolia carniolica*);
- угруповання звичайнососнових лісів (*Pineta sylvestris*) з домінуванням у травостої осоки низької (*Carex humilis*);
- угруповання формації вівсюнця пустельного (*Helictotrichoneta desertori*);
- угруповання формації ковили волосистої (*Stipeta capillatae*);
- угруповання формації ковили пірчастої (*Stipeta pennatae*);
- угруповання формації костриці бліднуватої (*Festuceta pallentis*);
- угруповання формації осоки низької (*Carex humilis*);
- угруповання формації сонцезвіту сивого (*Helianthemeta cani*) [9].

Сучасна фауна Кременецьких гір має типовий видовий склад лісових зооценозів з невеличкими змінами кількісного характеру порівняно з іншими природними районами Поділля. Наприклад, тут значно більше часничниць, ропух, прудких ящірок, веретільниць, може трапитись мідянка. У цих місцях збереглися такі рідкісні в наш час птахи як, (*Aquila Pomarina*), (*Ciconia nigra*), (*Dendrocopos minor*), (*Monticola saxatilis*). Із ссавців у горах є ще три види вовчків (сірий, лісовий, горішковий), лісова куниця, борсук, яких уже практично немає в інших лісових масивах. У дуплястих липах знаходять надійний притулок руді вечірниця та інші рукокрилі, а також сірі сови, голуби-синяки [4].

З мисливських видів тварин тут зустрічаються борсук звичайний (*Meies meles*), білка звичайна (*Sciurus vulgaris*), заєць сірий (*Lepus europeus*), лисиця звичайна (*Vulpes vulpes*), куниця лісова (*Martes martes*), козуля звичайна (*Capreolus capreolus*), свиня дика (*Sus*

*scrofa*), інколи заходять лось (*Alces alces*), вовк (*Canis lupus L.*). Останнім часом у регіоні інтенсивно розширив свій ареал бобер річковий (*Castor fiber*) [4].

На території Кременецьких гір зустрічаються види, що занесені до Європейського Червоного списку тварин і рослин: (*Helix pomatia*), (*Cerambyx cerdo*), (*Formicidae*), (*Crex crex*), (*Myotis myotis*), (*Plecotus auritus*) [4].

Ландшафтна структура природного ядра є різноманітною і багатою за рахунок особливого географічного положення території - у контактній зоні широколистяних і мішаних лісів. Крім того, особливість орографії - горбогірний характер поверхні - зумовила ландшафтну строкатість і мозаїчність. Поєднання широколистяних і лучно-степових природних комплексів визначає ландшафтну структуру даної території. Домінуючими для Кременецького природного ядра є ландшафти ерозійно-денудаційних лесових височин з сірими і темно-сірими опідзоленими ґрунтами під грабовими і буковими лісами у поєднанні з ландшафтами розчленованих лесових рівнин з сірими і темно-сірими опідзоленими ґрунтами під грабовими дібровами. Ландшафтна структура є типовою для Кременецьких гір і нетиповою для Середньоподільської височинної області, ступінь розораності якої є високим.

Ландшафти природного ядра збережені у своєму природному стані, тут заборонена будь-яка господарська діяльність. Однак вони перебувають у безпосередньому контакті з антропогенізованими поселенськими і сільськогосподарськими територіями у перспективному для розвитку туристсько-рекреаційного комплексу регіоні.

До складу Кременецького природного ядра можна віднести ще два відділені на 1,5 - 2 км від основного масиву біоцентри з надійними міграційними зв'язками через залісені території.

Враховуючи той факт, що природне ядро розташоване у межах національного природного парку, його ранг може бути визнано як загальнонаціональний.

Враховуючи головне функціональне призначення екокоридорів – забезпечення міграції і розселення видів - та критерії вибору територій для їх функціонування (просторовий, екологічний, територіального зв'язку біорізноманіття, соціологічний), можна виокремити наступні межі.

Сполучними територіями загальнодержавного значення, визначеними розробниками схеми екомережі України, які проходять територією Подільського регіону, є субширотний Галицько-Слобожанський та два субмеридіональні - Буський і Дністровський екокоридори [7]. Однак аналіз наукових розробок і публікації стосовно екомережі України [1] дає підставу стверджувати, що субмеридіональні екокоридори, приурочені до долин основних річок, є найреальнішими елементами екомережі і водночас найпроблемнішими за рахунок їх надмірної антропогенізації.

Галицько-Слобожанський (Кременецько-Слуцький) лісостеповий екокоридор є найбільшим за протяжністю, звивистістю, охопленістю території. За своїм географічним положенням він є центральним в Україні та перетинає зону широколистяних лісів і лісостеп. В межах Поділля виокремлюється його декілька складових частин. Зокрема екокоридор проходить Гологоро-Вороняцьким і Кременецьким кряжами, південно-східною частиною Малого та південною частиною Житомирського Полісся. Його призначенням є збереження унікальних для Поділля і України центральноєвропейських ялицево-сосново-букових, реліктових при середземноморських звичайнодубових, скельнодубових пралісів, дубово-грабових лісів. [1].

Екокоридор належно репрезентований на місцевості у межах горбогірних територій, рівнинних поліських ландшафтів річкових долин і носить фрагментарний характер.

За оцінками фахівців екокоридор забезпечує охорону близько 40 видів рослин і грибів та 30 видів тварин з Червоної книги України, що складає відповідно близько 7 та 8% їх загальної кількості. Із Зеленої книги України екокоридор забезпечує збереження близько 15 синтаксонів або 11% їх загальної кількості [1].

За особливостями землекористування в межах подільської частини екокоридору можна встановити ряд відтинків: перший - від с. Крутнів — Кременецького району до околиць м. Кременця проходить істотно розчленованою територією Вороняцько-Кременецького кряжу. Відзначається мозаїчною структурою ландшафтів, в основі якої лежить передування лучних (15,1% території) та лісових (27,2%) угруповань із значною часткою орних земель (45,1%) та земель під населеними пунктами і дорогами (близько 10%).

Другий відтинок від м. Кременця до с. Болотківці (Рівненської обл.) зосереджений у пасмі Кременецьких гір та їх відрогів. Має більш однорідну ландшафтну структуру з переважанням лісової рослинності. Його ширина тут коливається від 4 до 10 кілометрів. У структурі землекористування переважають ліси, під якими зайнято близько 58% території, ще 13,3% території зайнято лучною і лучно-болотною рослинністю, незначна частка земель зосереджена під орними землями, дорогами, населеними пунктами (26,5%). Ця ділянка екокоридору відповідає всім його функціональним вимогам, насичена чисельними заповідними об'єктами. Третій відтинок екокоридору від с. Болотківці до долини р. Случ проходить низовинною залісненою територією. Його характеризує високий ступінь залісненості і залуженості (77,9%), наявність чисельних водойм і водоболотних угідь, які сприяють збереженню біорізноманіття та середовища його існування.

В межах подільської частини екокоридору зосереджено 107 заповідних об'єктів, серед них: національний природний парк, 38 заказників, регіональний ландшафтний парк, чисельні пам'ятки природи загальною площею 27396,03 гектарів. Серед заказників загальнодержавного значення до екокоридору приурочені Веселівський та Довжоцький ботанічні заказники, лісовий заказник "Суразька дача", який контактує з екологічним коридором, Михельський гідрологічний заказник тощо.

В південно-західній частині екокоридору природна рослинність істото фрагментована, що дає підставу для встановлення територій відновлення вздовж горбогірного пасма в околицях населених пунктів: 1) Дунаїв, Рудка, Кокорів, Комарин, Старий Тараж, Почаїв, Лосятин площею близько 18 км<sup>2</sup>. Враховуючи горбогірний характер місцевостей, відносно велику господарську освоєність територій, провідними напрямками її ренатуралізації повинно стати заліснення і залуження [11, 12].

Отже, особливу цінність екокоридору складають ландшафти національного природного парку "Кременецькі гори" та прилеглі до нього території. Враховуючи насиченість певних територій, які є мало вивченими у науковому значенні, рідкісними видами флори та фауни і видами, що включені до Червоної книги України, Європейського червоного списку, а також знаходяться під охороною Бернської конвенції, до території Парку пропонуються включити: два гідрологічні заказники місцевого значення «Горинський» та «Малобережецький»; ботанічний заказник місцевого значення «Мала Андруга»; урочище «Ваканци» та прилеглі до нього території; луг у заплаві річки Іква, так як основою екологічної мережі, крім біологічних ядер та екологічних коридорів, виступають усі категорії заповідних територій.

#### БІБЛІОГРАФІЯ

1. Екомережа України та її природні ядра / Ю.Р. Шеляг-Сосонко, В.С. Ткаченко, Т.Л. Андрієнко, Я.І. Мовчан // Український ботанічний журнал. – К.: Видавничий дім «Академперіодика», 2005. – т. 62, №2. – с. 142-157.
2. Заверуха Б.В. реліктові і ендемічні рослини Кременецьких гір та необхідність їх охорони / Б.В. Заверуха // Охороняйте рідну природу. – К.: Урожай, 1964. – с. 81-104
3. Оліяр Г. Природний заповідник «Медобори» / Г. Оліяр, Я. Капелюх, О. Мурська. – Тернопіль: Укрпрінт-Захід, 2005. – 11 с.
4. Природа Тернопільської області / ред. К.І. Геренчук – Львів: Вища школа, 1979. – 167 с.
5. Природні умови та ресурси Тернопільщини. – Тернопіль: ТзОВ «Терно-граф», 2011. – 512 с.; іл.
6. Різноманіття фітобіоти: шляхи відновлення, збагачення і збереження. Історія та сучасні проблеми. Матеріали міжнародної наукової конференції, присвяченої 200 річчю заснування

- Кременецького ботанічного саду. [Ред. Кол.: М.М. Барна (відп. ред.) та ін.] – Кременець-Тернопіль: Підручники і посібники, 2007. – 240 с.
7. Розбудова екомережі України / За ред. Ю.Р. Шеляг-Сосонко. – К. Програма розвитку ООН. Проект «Екомережі», 1999. - 127с.
  8. Удосконалена схема фізико-географічного районування України / [О.М. Маринич, Г.О. Пархоменко, О.М. Петренко, П.Г. Шищенко] // Український географічний журнал. – К.: Видавничий дім «Академпіріодика», 2003. – №1. – С. 16-26
  9. Фіторізноманіття заповідників і національних природних парків України. Ч. 2. Національні природні парки / НПП «Кременецькі гори» / Кагало О.О // Колектив авторів під ред. В.А. Онищенка і Т.Л. Андрієнко. – Київ: Фітосоціоцентр, 2012. 580 с.
  10. Царик Л.П. Еколого-географічний аналіз і оцінювання території: територія та практика (на матеріалах Тернопільської області). – Тернопіль: Навчальна книга – Богдан, 2006. – 256 с.
  11. Царик Л.П. Регіональна екомережа: географічні аспекти формування і розвитку (на матеріалах Тернопільської області) / Л.П. Царик – Тернопіль: Видавн. відділ ТНПУ, 2005. – 172 с.
  12. Царик Любомир Географічні засади формування і розвитку природоохоронних систем (концептуальні підходи, практична реалізація). – Тернопіль: Підручники і посібники, 2009. – 320 с.
  13. Чайковський М.П. Пам'ятки природи Тернопільщини / М.П. Чайковський. – Львів: Каменяр, 1977. – 80 с.
  14. Червона книга України. Рослинний світ / за ред. Я.П. Дідуха. – Київ: Глобалконсалтинг, 2009. – 900 с.
  15. Черняк В.М., Синиця Г.Б. Рідкісні та зникаючі рослини Тернопільщини з Червоної книги України. – Тернопіль: Навчальна книга – Богдан, 2008. – 224 с.
  16. Кагало О.О, Жижин М. П. Методичні аспекти соціологічної оцінки резерватогенних змін біогеоценозів у системі екомережі та природно-заповідних територій / Наукові основи збереження біотичної різноманітності – Т. 1(8), № 1: 9-28, 2010

## **СИСТЕМА УПРАВЛІННЯ ВОДНИМ ГОСПОДАРСТВОМ**

*Шумигай І.В.*

Інститут агроєкології і природокористування НААН, м. Київ  
innashum27@gmail.net

Екологічна політика, програми та стратегічні плани дій – це атрибути системного екологічного управління. Нині складною і надзвичайно актуальною проблемою для будь-якої країни є управління водними ресурсами, яке віднесено до пріоритетних напрямків державної політики і розглядається як один з найважливіших чинників сталого розвитку суспільства. Головні завдання управління водними ресурсами полягають у забезпеченні населення країни водою в достатніх об'ємах, необхідної якості, охороні та відновленні водних ресурсів, а також захисті від шкідливого впливу. Для подолання кризового стану слід забезпечити необхідний рівень управління всім водноресурсним потенціалом країни.

Для реалізації цієї політики було передбачено три етапи.

На період першого етапу (1997-2000 рр.) здійснювалися заходи щодо зниження шкідливого впливу на довкілля, зокрема охорони водних ресурсів, їх ефективного використання. Впродовж другого етапу (2000-2015 рр.) відбувається впровадження масштабних програм. З 2015 р. (третій етап) планується створення системи збалансованого управління природними ресурсами [4, 11, 12].

Розуміння необхідності вирішення водно-екологічних проблем шляхом впровадження інтегрованих підходів в управлінні водними ресурсами знайшло своє відображення у Законі України «Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року». Саме тому Державне агентство водних ресурсів України впроваджує

басейновий принцип управління водними ресурсами. Цей процес було нещодавно розпочато шляхом створення Дунайського басейнового управління водних ресурсів (БУВР). Окрім останнього в Україні діють ще шість басейнових управлінь, а саме: Дніпровське, Дністровсько-Прутське, Південно-Бузьке, Сіверсько-Донецьке, Кримське, Західно-Бузьке, основними завданнями яких є:

- здійснення заходів щодо забезпечення водою населення і раціонального їх використання;

- аналіз та оцінка якості водних ресурсів;
- розгляд та погодження лімітів водоспоживання;
- будівництва та реконструкція водоочисних споруд.

Управлінням водним господарством здійснюється за басейновим принципом на основі державних, міждержавних і регіональних програм використання і охорони вод. Розробляються ці програми на основі даних державного обліку вод, водного кадастру, схем використання і охорони вод та відтворення водних ресурсів з метою здійснення ефективної діяльності щодо задоволення потреб населення та галузей економіки у воді, збереження, раціонального використання і охорони вод, запобігання їх шкідливій дії.

У зв'язку з переходом України на нові форми економічного розвитку і ринкові відносини діюча система управління водогосподарським комплексом та водними ресурсами потребує реформування, тобто переведення системи управління водними ресурсами на басейновий принцип, створення інститутів колективного управління водокористування [2–4, 12].

Реформування державної системи управління водними ресурсами є довгостроковим процесом, який потребує впровадження відповідних рис басейнової системи управління:

- самодостатність – органи управління мають усі важелі управління і забезпечують самовідтворювальний розвиток системи;

- науково обгрунтоване використання сучасних інструментів юридичного, адміністративного, економічного і технічного регулювання;

- повна відповідальність вимогам ринкової економіки і використання її механізмів;

- демократизм і прозорість діяльності всіх ланок системи;

- участь усіх зацікавлених верств суспільства в ухваленні управлінських рішень;

- постійний контроль громадськості, неурядових організацій, водокористувачів за рішеннями, які ухвалюються;

- повна відповідальність за стан водних об'єктів у межах басейну та задоволення потреб водокористувачів.

Управління водними ресурсами за басейновим принципом поділяється на три типи:

- екосистемне управління (вирішення проблем водозабезпечення й охорони вод в рамках водних екосистем, межами яких є басейнові простори, і у відповідності з вимогами їх цілісного та сталого розвитку);

- державне управління (через спеціально уповноважені басейнові органи управління використанням та охороною вод і водних об'єктів);

- економічне регулювання використання та охорони вод, загальна сума інвестицій у водне господарство оплачується користувачами води. Тобто екосистемне управління водним господарством здійснюється державою і суспільством через басейнові управління на основі платного водокористування [2, 5, 9].

Одним з ключових принципів басейнового управління водними ресурсами є активне залучення зацікавлених сторін у процес управління в даній сфері. У найважливіших міжнародних документах останнього десятиліття наголошується, що суспільна участь є необхідною умовою для забезпечення ефективного управління водними ресурсами. Тому створення Басейнової Ради, що є справжнім «парламентом води» у сучасній міжнародній практиці є важливою складовою підходу до управління водними ресурсами, а також розглядається як ефективний засіб забезпечення економічно вигідного і екологічно стійкого управління водними ресурсами та надання водних послуг.

Україна активно розвиває міжнародне співробітництво з питань екології та розвитку як на двосторонньому, так і багатосторонньому рівнях. Національними суб'єктами міжнародної природоохоронної діяльності виступали центральні та місцеві органи виконавчої влади, державні організації, підприємства та установи, неурядові організації, приватні структури. Співробітництво розвивалося на формальній і неформальній основі, для чого за роки незалежності створена потужна правова база. Законодавчу основу міжнародного природоохоронного співробітництва склали підписані й ратифіковані глобальні, регіональні та двосторонні природоохоронні конвенції та угоди.

Перелік міжнародних договорів у галузі охорони довкілля, зокрема водних ресурсів стороною яких є Україна, нараховує понад сотню конвенцій, договорів, двосторонніх та багатосторонніх угод різного масштабу. При цьому перелік двосторонніх та багатосторонніх угод продовжує зростати [2, 5, 8].

Двостороннє співробітництво має прикордонний і секторальний характер. До останніх належить низка угод з країнами-сусідами про співробітництва у галузі охорони та використання транскордонних водотоків. Оскільки у нашій державі переважна більшість великих річок – транскордонні, тому Україна в 1999 році приєдналася до «Конвенції з охорони та використання транскордонних водотоків і міжнародних озер». Але ще у 1992 р. почалося укладання міжурядових двосторонніх угод з питань співробітництва у галузі водного господарства на прикордонних водах, а саме: з Росією (1992), Молдовою (1994), Словаччиною (1994), Угорщиною (1994), Румунією (1997), Польщею (1998), Республікою Білорусь (2001). До основних положень кожної угоди належать: управління водними ресурсами та їх використання, захист від шкідливої дії вод, охорона та моніторинг якості вод, пошукові, проектні та будівельні роботи, умови і принципи виконання відповідної угоди тощо.

Участь у процесі «Довкілля для Європи» у сфері екології є одним із пріоритетів міжнародного співробітництва, Україна до якого приєдналася в 1993 році. В умовах значної кількості екологічних проблем водних джерел різного рівня складності, до національних пріоритетів їх охорони та раціонального використання віднесено:

- поліпшення екологічного стану басейну Дніпра та якості питної води;
- будівництво нових та реконструкція діючих очисних споруд;
- запобігання забрудненню морів і поліпшення їх якості.

Згідно з принципами, викладеними у ряді Конвенцій, до яких приєдналась Україна, для управління транскордонними річковими басейнами створюють Міжнародні басейнові комісії, які у світі діють десятки. Найбільш авторитетною серед них є Міжнародна Комісія захисту річки Дунай (ICPDR). До головних завдань міждержавних басейнових комісій відносять методично узгоджені між країнами басейну аналіз і оцінку якості водних джерел, а також реалізація програми заходів, що спрямована на досягнення цілей у річковому басейні, зокрема якості води і екологічного стану водних ресурсів.

22 грудня 2000 року є видатною датою в історії водної політики Європейського Союзу, оскільки набула чинності Водна Рамкова Директива, яка встановлює рамки для дій Співтовариства у сфері водної політики. Дана Директива встановлює рамкові вимоги щодо захисту всіх видів вод, включаючи поверхневі води суходолу, транзитні та приберегові, а також підземні води. Ці вимоги полягають у наступному:

- запобігання подальшому погіршенню, захист та покращення стану водних ресурсів.
- стимулювання відтворювального використання води.
- покращення водних екосистем завдяки діям та діяльності, які спрямовані на постійне зменшення скидів води, що містить у собі пріоритетні речовини, а також на припинення скидів води, що містить в собі пріоритетні небезпечні речовини.

- забезпечення поступового зменшення забруднення підземних вод та запобігання їхньому забрудненню у майбутньому.

- зменшення негативного впливу повеней і засух [1, 6, 10, 12].

Взагалі, басейновий принцип управління визнано одним із ефективних методологічних засобів вирішення глобальних екологічних проблем водокористування, охорони і відтворення водних ресурсів, але його не можна вважати розвинутою та ефективною системою управління. Порівняльний аналіз стану впровадження басейнових систем управління свідчать про принциповий збіг поглядів у світі щодо безперечної доцільності басейнового управління водами, незважаючи на існуючу розбіжність в організаційних структурах управління та економічних механізмах регулювання у різних країнах. Пропозиції і спроби організації такого управління існували вже багато років тому, але в Україні їх реалізувати досі не вдалося. Головна проблема полягає у створенні та забезпеченні фінансуванні такого фінансового механізму, який би гарантував зв'язок між платою за водокористування і фінансуванням водоохоронних заходів у межах басейну.

Найкращі результати управління водними ресурсами досягаються там, де використовується проста і справедлива система. Досягти високоефективного управління охороною водних ресурсів можна лише при використанні сучасних методів на основі математичного моделювання й оптимізації, автоматизації, а також удосконаленого діючого економічного механізму. Тільки система, що включає організацію і управління водним господарством з урахуванням соціально-економічних та екологічних факторів, дозволить забезпечити водою населення та галузі економіки, зберегти водні ресурси для сучасних та майбутніх поколінь. Таке управління здійснюється за допомогою автоматизованих систем управління (АСУ), що має кілька рівнів:

1. управління функціонуванням основних водогосподарських об'єктів, які визначають водний режим;
2. управління режимом роботи споруд другого рівня, тобто тих, що містять нижче головних водозабірних вузлів, магістральних каналів, систем водопостачання і водовідведення, промислових центрів;
3. управління режимом роботи міжгосподарської та внутрігосподарської мережі, насосними станціями тощо.

Управління роботою водогосподарської системи полягає у підтриманні заданих рівнів і витрат води, концентрації забруднюючих речовин у створах, водозабірних і водовідвідних спорудах відповідно до оперативного плану експлуатації.

Останнім часом АСУ водними ресурсами була розроблена басейну Дніпра і якістю води Сіверського Дінця. Основні завдання АСУ басейну Дніпра – планування комплексного використання водних ресурсів; оптимальне управління, а також облік, контроль і аналіз їх використання. АСУ, яка діє на Сіверському Дінці сприяє покращенню якості води даної річки шляхом управління спорожненням накоплювачів-регуляторів таких підприємств як Рубежанське виробниче об'єднання «Краситель», Слов'янське виробниче об'єднання «Хімпом» та Лисичанський содовий завод» [4, 7].

Отже, одним із завдань управління раціональним використанням та охороною водних ресурсів є екологічне оздоровлення водних джерел та розв'язання конфліктів між інтересами водокористувачів. А завдяки ефективному запровадженню управління водними ресурсами з'являється можливість стабілізувати, а згодом покращити екологічний стан водних джерел та зменшити їх забруднення, що сприятиме відновленню природно-екологічного стану водних екосистем.

#### БІБЛІОГРАФІЯ

1. Алієв К. Аналіз стану водних ресурсів як основа для інтегрованого управління річковими басейнами / К. Алієв // Водне господарство України. – 2013. – № 4 (106). – С. 30–32.
2. Впровадження басейного принципу управління водними ресурсами. – Режим доступу: <http://www.kbuara.kharkov.ua/e-book/conf/2013-2/doc/1/06.pdf>. – Назва з екрану
3. Деніс І. Вода – це життя і майбутнє життя, і майбутнє життя належить майбутнім поколінням / Деніс І. // Вода і водоочисні технології. – 2006. – № 2 (18). – С. 18–22.



4. Екосередовище і сучасність: в 8 т. / [Дорогунцов С.І., Хвесик М.А., Горбач Л.М. ін.]. – К. : Кондор, 2006.  
Т. 5 : Управління середовищем в умовах регіоналізації : моногр. – 2006. – 446 с.
5. Зекцер И.С. Подземные воды мира: ресурсы, использование, прогнозы / И.С. Зекцер. – М. : Наука, 2007. – 438 с.
6. Інтегроване управління водними ресурсами в країнах ЄС та Водна Рамкова Директива Європейського Союзу. – Режим доступу:<http://carpaty.net/?p=6956&lang=uk>. – Назва з екрану.
7. Левківський С.С. Раціональне використання і охорона водних ресурсів : підруч. / С.С. Левківський, М.М. Падун. – К. : Либідь, 2006. – 280 с.
8. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2011 році // Міністерство екології та природних ресурсів України. – К., 2012. – 258 с.
9. Сучасний менеджмент водних ресурсів. – Режим доступу:<http://dprbuvt.org.ua/menagement.ttml>. – Назва з екрану.
10. Транскордонні водотоки України та міжнародне співробітництво. – Режим доступу:<http://www.mama-86.org.ua/index.php/uk/watersan/watersan-articles/60-2009-10-16-08-33-21.html>. – Назва з екрану.
11. Шевчук В.Я. Екологічне управління / Шевчук В.Я., Саталкін Ю.М., Білявській Г.О. – К. : Либідь, 2004. – 429 с.
12. Шмандій В.М. Управління природоохоронною діяльністю : навчал. посібн. / В.М. Шмандій, І.О. Солошич. – К. : Центр навчальної літератури, 2004. – 296 с.

## **РОЛЬ ВОДОЕМОВ КРИВОГО РОГА В ПОВЫШЕНИИ ОРНИТОЛОГИЧЕСКОГО РАЗНООБРАЗИЯ СЕЛИТЕБНОЙ ЗОНЫ ГОРОДА**

*Шунова Т.В.*

Институт эволюционной экологии НАН Украины, г. Киев  
[tv.raksha@gmail.com](mailto:tv.raksha@gmail.com)

Современный уровень трансформации ландшафтов вынуждает птиц осваивать измененные биотопы и приспосабливаться к существованию в условиях постоянного действия антропоического пресса. В урбанизированной среде обитания снижается количество естественных мест гнездования птиц и растет количество их аналогов антропоического происхождения в жилых зданиях и промышленных конструкциях. В тоже время, трансформации ландшафтов за пределами города: мелиорация земель, смена видового и возрастного состава древесных насаждений или их полное уничтожение способствуют существованию некоторых аборигенных видов орнитофауны в городах, поскольку в экосистемы города входят и естественные биотопы, свойственные биоценозам данного региона. Они предоставляют птицам стаии, уничтоженные на территориях, окружающих город. Появляются виды, численность которых в городе стала выше, чем за его пределами и виды, полностью перешедшие к синантропному способу жизни. Урбанизация стала экологическим фактором, под воздействием которого изменяются региональные фауны, и происходит биотическая гомогенизация мировой орнитофауны [9].

На современном этапе развития урбоорнитологии происходит изучение изменений орнитофауны в процессе развития городов разных размеров и статуса [1; 2; 4; 6; 8; 10].

Настоящая работа основана на материалах, собранных в гнездовые сезоны 2012 и 2013 гг. Для исследования видового состава и численности птиц нами заложены маршруты в селитебной зоне Кривого Рога, в биотопах, характеризующихся различной степенью трансформации естественной среды и различным уровнем действия антропоического пресса. Видовой состав и плотность гнездования птиц мы определяли методом абсолютных учетов численности птиц на маршрутах разработанным Г.А. Новиковым [5].

Нами заложено 25 постоянных маршрутов длиной от 300 м. до 2000 м. в 5-ти типах биотопов отличающихся по градиенту антропоического воздействия в них. Общая

протяженность маршрутов составила около 12 км. Из них в массивах старой многоэтажной застройки – 4,5, районах современной многоэтажной застройки – 2, районах индивидуальной застройки – 3,5, городских парках – 4, побережьях рек – 8 км.

Разнообразие естественных и антропоических факторов обуславливает наличие в Кривом Роге различных участков, характеризующихся своеобразием застройки, степени озеленения, уровня антропоического влияния и, соответственно, животного населения. Следует учесть, что в процессе эволюции города, происходило поглощение им большого количества рудничных поселков и постепенное слияние их в единый урбано-техногенный агломерат. Дефрагментация города оказала существенное воздействие на развитие местных орнитокомплексов, в том числе и в селитебных районах.

Выбирая участки для стационарных исследований, мы ориентировались на общепринятые классификации биотопов городов, разработанные ранее нашими коллегами [1; 3; 7]. Мы объединяли биотопы города в группы в соответствии с теми элементами его структуры, которые играют значимую роль в распределении населения птиц и его плотности. В процессе работы, наиболее интересные данные были получены нами на маршрутах, пролегающих вдоль берегов водоемов селитебной зоны Кривого Рога.

Их биотопы, представляют собой участки сообществ травянистой растительности, часто с небольшими группами древесных насаждений, расположенные на берегах рек Ингулец и Саксагань, озера Соленое, Дзержинского водохранилища, Затопленного рудника. Все они находятся в черте города и непосредственно граничат с кварталами многоэтажной либо индивидуальной застройки. Покрытие антропоического происхождения в этих биотопах отсутствует, но есть небольшие вытопанные участки с уничтоженным на 50% растительным покровом. Все водоемы города испытывают сильную рекреационную нагрузку вследствие деятельности рыбаков-любителей и частого выхода населения на пикники.

В результате полевых наблюдений 2012/13 гг. нами на обследованной территории Кривого Рога выявлено гнездование 69 видов птиц 14-ти отрядов (табл. 1).

Таблица 1.

*Распределение орнитофауны селитебной зоны г. Кривого Рога по отрядам*

№	Отряд	Количество видов
1	Поганкообразные ( <i>Podicipriformes</i> )	2
2	Аистообразные ( <i>Ciconiiformes</i> )	1
3	Гусеобразные ( <i>Anseriformes</i> )	1
4	Соколообразные ( <i>Falconiiformes</i> )	1
5	Курообразные ( <i>Galliformes</i> )	2
6	Журавлеобразные ( <i>Gruiformes</i> )	2
7	Ржанкообразные ( <i>Charadriiformes</i> )	4
8	Голубеобразные ( <i>Columbiformes</i> )	3
9	Кукушкообразные ( <i>Cuculiformes</i> )	1
10	Совообразные ( <i>Strigiformes</i> )	1
11	Стрижеобразные ( <i>Apodiformes</i> )	1
12	Удодообразные ( <i>Upupiformes</i> )	1
13	Дятлообразные ( <i>Piciformes</i> )	4
14	Воробьинообразные ( <i>Passeriformes</i> )	45
Всего		69

Большую долю птиц, живущих в селитебных районах, мы наблюдали на территории прибрежных биотопов: 49 видов 10-ти отрядов (71,0 %).

Общая плотность гнездования птиц на территории Кривого Рога в среднем составила 130,9 пар/км<sup>2</sup>. Наибольшим ее показателем также характеризуются побережья водоемов города: 423,0 пар/км<sup>2</sup>, что в 3,2 раз выше среднего по городу.

Орнитокомплексы прибрежной зоны водоемов разительно отличаются от сообществ птиц всех остальных биотопов и существенно увеличивают орнитологическое разнообразие города. Высокая плотность гнездования птиц здесь не приводит к перенаселению биотопов, поскольку, плотность птиц распределяется на широкий их видовой состав. В результате максимально используются все возможные ресурсы биотопа, и не проявляется внутри видовая конкуренция. На долю птиц, гнездящихся с плотностью не более 5 пар/км<sup>2</sup>, приходится 63,3% видов. Эти данные указывают на то, что птицы в условиях прибрежной зоны имеют гнездовые участки оптимальной величины и обеспечивают свои выводки полноценным питанием. Кроме того, родители не отвлекаются от заботы о потомстве на разрешение территориальных конфликтов.

Около половины орнитокомплекса прибрежных биотопов представлено аборигенными видами естественных биотопов степного региона, не только околородных, но так же, и птиц дендрофильной группы и кампофилиев.

Распределение обилия видов служит более чувствительным показателем реакции птиц на состояние среды обитания, чем просто число видов и общая численность птиц. Степень сбалансированности экосистемы и антропоического воздействия на орнитофауну в ней наглядно демонстрируют кривые доминирования-разнообразия орнитокомплексов наших модельных биотопов (рис. 1).

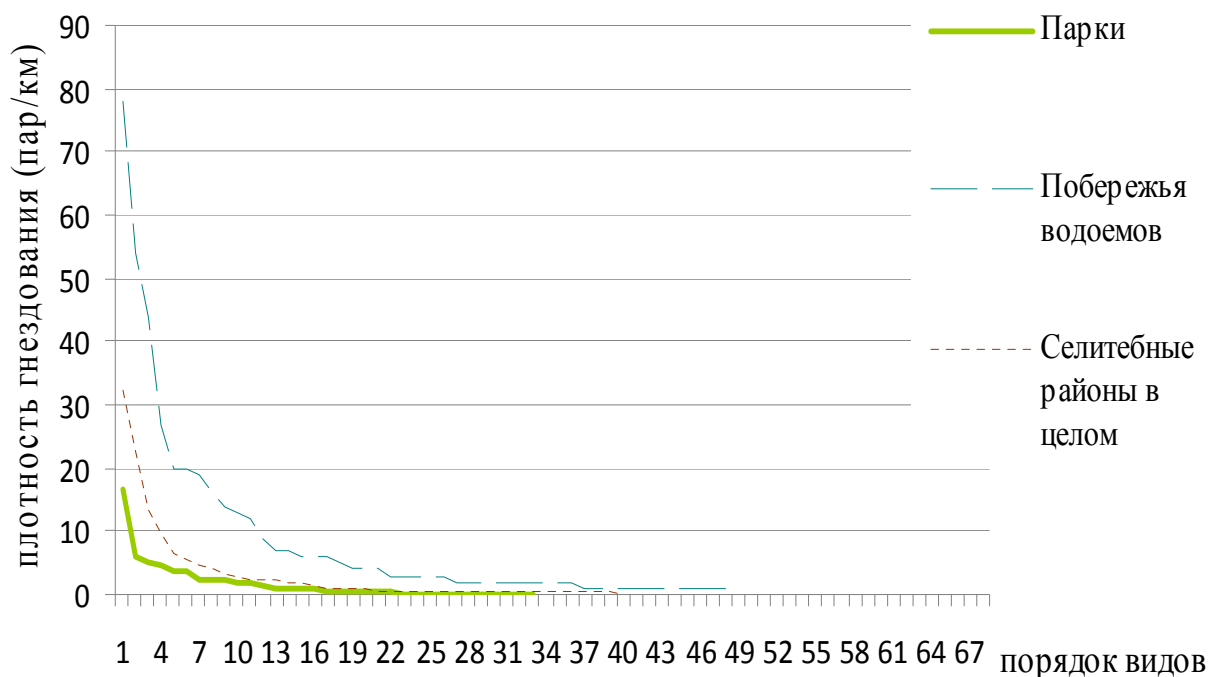


Рис. 1. Кривые доминирования-разнообразия орнитокомплексов селитебной зоны Кривого Рога

Орнитокомплексы прибрежных биотопов резко выделяются на общем фоне и по степени выровненности распределения численности составляющих их птиц. Не смотря на высокую численность доминантов, распределение фоновых и малочисленных видов уравновешено. Наиболее высокое расположение графика для орнитокомплекса биотопов на побережьях говорит также о наибольшем, в сравнении с остальными орнитокомплексами, его видовом разнообразии.

Количество доминирующих в численном отношении видов тоже говорит о состоянии экосистемы. Чем меньше видов приходится на долю доминантов, тем слабее баланс функционирования экосистемы. Наши исследования показали, что список доминирующих видов птиц в прибрежных биотопах Кривого Рога вдвое шире, чем в остальных биотопах селитебной зоны города (табл. 2).

## Виды, доминирующие в орнитокомплексах селитебной зоны Кривого Рога

Биотоп	Доминанты
Районы городской застройки	Черный стриж ( <i>Apus apus</i> L.), Домовый воробей ( <i>Passer domesticus</i> L.), Сизый голубь ( <i>Columba livia</i> Gmelin)
Городские парки	Полевой воробей ( <i>Passer montanus</i> L.), Большая синица ( <i>Parus major</i> L.), Домовый воробей ( <i>Passer domesticus</i> L.)
Побережья	Полевой воробей ( <i>Passer montanus</i> L.), Лысуха ( <i>Fulica atra</i> L.), Большая синица ( <i>Parus major</i> L.), Чомга ( <i>Podiceps cristatus</i> L.), Лазоревка ( <i>Parus caeruleus</i> L.), Сорока ( <i>Pica pica</i> L.), Коноплянка ( <i>Acanthis cannabina</i> L.)

Кроме того, для выявления степени антропоического воздействия, важно знать какие виды занимают доминирующие позиции в орнитокомплексе. Так характеристики видов птиц, доминирующих в различных типах биотопов, указывают на наличие значительного антропоического пресса во всех экосистемах Кривого Рога. На всех модельных участках доминирующими видами являются синантропные птицы. Лишь в прибрежных биотопах список доминантов дополняют виды не являющиеся синантропами.

Таким образом, сравнение видового состава птиц, плотности их гнездования и соотношения доминирующих видов с фоновыми, указывает на ярко выраженное отличие орнитокомплексов прибрежных биотопов города от орнитокомплексов районов сплошной застройки и парков. Наличие водоемов существенно повышает видовое богатство орнитофауны селитебной зоны Кривого Рога.

## БИБЛИОГРАФИЯ

1. Бокотей А. А. Орнітофауна міста Львова: населення, поширення, динаміка: автореф.дис.на здобуття наук.ступеня канд.біол.наук: спец. 03.00.08. «Зоологія». – Варшава, 1999. – 24 с.
2. Голубев С. В., Романов А. А. Некоторые данные по птицам г. Норильска и его окрестностей // Биоразнообразие экосистем плато Путорана и сопредельных территорий: сб. науч. трудов. – М. – 2007. – С. 71–90.
3. Лопарьов С. О. Орнітофауна населених пунктів Центру України та її зміни: автореф.дис.на здобуття наук.ступеня канд.біол.наук: спец. 03.00.08. «Зоологія». – Київ, 1997. – 23 с.
4. Лыков Е. П. Фауна, численность и территориальное размещение гнездящихся птиц Калининграда // Орнитология. – 2007. – № 34. – С.83–93.
5. Новиков Г.А. Полевые исследования по экологии наземных позвоночных. – М.: Сов. наука, 1953. – 502 с.
6. Сенік М. А., Хорняк М. М. Сучасні зміни в орнітофауні Львова // Беркут. – 2003. – Т. 12. – Вып. 1–2. – С. 3–13.
7. Скільський І. В. Структура й особливості формування фауни та населення птахів середнього міста (на прикладі Чернівців): автореф.дис.на здобуття наук.ступеня канд.біол.наук: спец. 03.00.08. «Зоологія». – Київ, 2000. – 19 с.
8. Antos M., Fitzsimos J., Palmer G. Introduced birds in urban remnant vegetation: does remnant size really matter? // Austral Ecology. – 2006. 31. – № 2. – p. 254–161.
9. Croci S., Buter A., Clergeau Ph. Does urbanization filter birds on the basis of their biological traits? // Condor. – 2008. 110. – № 2. – p. 223–240.
10. Moda C. I. Status of the avifauna in the Sighisoara arean in 1948 and present. A comparative approach // Studia Universitatis Babeş-Bolyai. – 2006. – № 1. – p. 11–22.

Підписано до друку 15.01.2014 р. Формат 60\*84/16.

Ум. друк. арк. 17,2. Наклад 300 прим.

Видавець: ТОВ «НВП «Інтерсервіс», м. Київ, вул. Бориспільська, 9.

Свідоцтво: серія ДК №3534 від 24.07.2009 р.

Виготовлювач: СПД «Андрієвська Л.В.», м. Київ, вул. Бориспільська, 9,

Свідоцтво: серія ВОЗ №919546 від 19.09.2004 р.

тел./факс: (044) 586-48-65