



<https://doi.org/10.15407/>

УДК 550.47:550.424

Орлов О.О.

Орлов О.О., старший наук, співробітник, к.б.н., с.н.с., ДУ «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України», ORCID: 0000-0003-2923-5324, orlov.botany@gmail.com

## МОХОПОДІБНІ (BRYOBIONTA) ЯК ТЕСТ-ОБ'ЄКТИ БРІОГЕОХІМІЧНОЇ ІНДИКАЦІЇ АТМОСФЕРНИХ ВИПАДАНЬ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ТА РАДІОНУКЛІДІВ У НАВКОЛИШНЬОМУ СЕРЕДОВИЩІ ЄВРОПИ. АНАЛІТИЧНИЙ ОГЛЯД

В огляді представлено аналіз публікацій, присвячених проблемам використання мохоподібних для бріогеохімічної індикації атмосферних випадань важких металів та радіонуклідів. Коротко розглянуто таксономічну структуру Мохоподібних (Bryobionta), наведено три відділи – *Anthocerotophyta*, *Marchantiophyta* та *Bryophyta*. Зроблено висновок, що найбільш придатними видами мохів для біомоніторингу важких металів є представники відділу мохів (*Bryophyta*), такі, як *Hylocomium splendens*, *Pleurozium schreberi*, *Hypnum cupressiforme*, *Scleropodium purum*. Наголошено на 25-річному успішному застосуванні мохів у бріогеохімічній індикації атмосферних випадань важких металів у навколишньому середовищі у Європі, показано існування спеціальної системи моніторингу на їх основі у 28 країнах континенту. Для найважливіших видів мохів, які використовуються як тест-об'єкти біомоніторингу, показано значну широту їх географічного поширення, розподіл за субстратами зростання (епігейні, епіфітні та епілітні). Проаналізовано головні біологічні особливості мохів, які дозволяють їх використовувати для цілей біомоніторингу важких металів та радіонуклідів, зокрема, відсутність у мохів коріння, саме тому основну частину поживних речовин (та політантів) вони отримують напряму з аеральних випадань сухих (пил) та мокрих (дощ, сніг); висока катіоннообмінна здатність їх клітинних оболонок. Коротко наведено найбільш важливі анатомічні та морфологічні характеристики трьох груп мохів (ендогідритні, ектогідритні, міксогідритні), зроблено висновок про кращу придатність ектогідритних видів для бріогеохімічної індикації політантів. Продемонстровано результати численних біомоніторингових досліджень, проведених із використанням широко поширених у Європі видів мохів у природних та антропогенних біогеоценозах. Коротко наведено критерії до мохів як тест-об'єктів бріогеохімічної індикації. Узагальнено фізіологічні пристосування мохів до стресу, зумовленого надходженням до їхньої фітомаси значних концентрацій важких металів. Наведено вимоги до відбору зразків мохового покриття для цілей бріогеохімічної індикації політантів. Запропоновано перспективні види мохів у якості тест-об'єктів забруднення навколишнього середовища важкими металами та радіонуклідами для різних природних зон України: зони Полісся – *Hylocomium splendens* та *Pleurozium schreberi*, зони Лісостепу – *Hypnum cupressiforme*, зони Степу – *Tortula muralis* Hedw. та *Bryum argenteum*.

**Ключові слова:** забруднення, біомоніторинг, бріогеохімічна індикація, мохи, тест-об'єкти, важкі метали, радіонукліди.

**Вступ.** Однією з ключових проблем екологічної геохімії на сучасному етапі є вибір бріогеохімічного індикатора забруднення навколишнього природного середовища. Найбільш придатними для екологічних цілей є мохоподібні – широко розповсюджені представники біогеоценозу в планетарному масштабі.

Надвідділ Мохоподібні (*Bryobionta*) – численна група вищих, безсудинних, криптогамних рослин, яка налічує близько 25 тис. видів і складається з трьох відділів: Антоцеротів (*Anthocerotophyta*), Печіночників (*Marchantiophyta*) та Листостеблових або Справжніх мохів (*Bryophyta*) (далі по тексті – мохи) [94]. Для цілей біомоніторингу та бріогеохімічної індикації різноманітних забруднень з надвідділу Мохоподібних найбільш придатними визнано мохи [19, 113, 115], які, як правило, характеризуються значними лінійними розмірами – 1-20(50) см, часто формують щільні

килимки або подушки у різних типах біогеоценозів. Також важливим є те, що ряд їх видів має широке поширення, а географічний ареал охоплює кілька континентів. Наприклад, *Pleurozium schreberi* (Willd. ex Brid.) Mitt., *Hylocomium splendens* (Hedw.) Schimp. та *Dicranum polysetum* Sw. ex anon. зазвичай зустрічаються у Північній півкулі Землі – у Євразії та Північній Америці, *Dicranum scoparium* Hedw. – у Євразії, Північній Америці та Африці, *Sphagnum palustre* L. – у Євразії, Північній Америці та Австралії.

Загалом мохи поширені у більшості природних зон Земної кулі – від тундри до екваторіальних лісів, відіграючи у ряді їх біотопів важливу ценозоутворюючу роль, наприклад, у бореальних лісах та на болотах північних та помірних широт.

За субстратом зростання мохи поділяються на три головні групи: епігейні – зростають на ґрунті; епіфітні

– переважно на корі та гілках дерев, епілітні – на кам'янистих субстратах і є піонерами їх заростання. Крім того, мохи зустрічаються не лише у природних екосистемах, але також опанували й антропогенні – урбоекосистеми та агроекосистеми, що значно розширює можливості їхнього використання для цілей біомоніторингу та біогеохімічної індикації забруднення природних середовищ різноманітними забруднювачами.

**Аналітичний огляд.** Мохи (таксономію наведено за N.G. Hodgetts et al. [55]) характеризуються рядом важливих рис для використання для біогеохімічної індикації в якості тест-об'єктів. Перш за все, до таких належить відсутність у них коріння, саме тому основну частину поживних речовин та забруднювачів вони отримують напряму з сухих аеральних випадань (пил) та мокрих (дощ, сніг та ін.) [18, 104], досить добре відбиваючи при цьому вміст речовин-забруднювачів, у т.ч. важких металів, в атмосфері. Однак частина видів мохів, наприклад *Polytrichum commune* Hedw., *P. formosum* Hedw., *P. piliferum* Hedw. мають добре розвинені ризоїди, які досить ефективно поглинають водні розчини також з ґрунту.

За характером анатомічної будови системи ризоїдів, листків та наявністю/відсутністю водопровідної системи стебла мохи поділяються на три групи:

1. Ендогідритні види – характеризуються наявністю розгалужених ризоїдів у ґрунті, їх листя вкрите епідермісом і кутикулою (регулюють транспірацію), наявна добре розвинена водопровідна система, подібна до такої у квіткових рослин. Приклади: *Polytrichum commune*, *P. formosum*, *P. piliferum*.

2. Ектогідритні види – як правило, не мають ризоїдів, кутикули на листі та водопровідної системи. Саме ці мохи всією поверхнею ефективно абсорбують воду та інші атмосферні випадання [70] і є головними тест-об'єктами біогеохімічної індикації та біомоніторингу, наприклад, *Pleurozium schreberi*, *Dicranum polysetum*, *Bryum argenteum* Hedw., *Sphagnum palustre* та ін.

3. Мікогідритні – характеризуються мішаними рисами попередніх двох груп [90] і, як правило, менш ефективною роботою гірше розвиненої водопровідної системи.

Суттєвою особливістю мохів є значне відношення листової поверхні до маси листя, а також проекції листової поверхні до площі килимків/подушок, яку вони займають, що багатократно перевищує відповідний показник у квіткових рослин [3, 4, 102]. Зокрема, за даними В.А. Собченка [3], загальна площа листової поверхні однієї особини *Pleurozium schreberi* складає 3534 мм<sup>2</sup> на одну особину. При цьому площа верхньої (зеленої) частини особин складала 1353 мм<sup>2</sup>, а нижньої – 2134 мм<sup>2</sup>. Цим дослідником було зроблено важливий висновок, що максимальний внесок у загальну повер-

хню згаданого виду моху вносить сумарна поверхня гілкового листя: 43,44 % – у нижній і 24,72 % – у верхній частині моху.

В.А. Собченком [3] також наведено сумарну площу поверхні мохового покриву (з урахуванням його щільності), у *Pleurozium schreberi* – 32,88 м<sup>2</sup> на 1 м<sup>2</sup> ґрунту при середній кількості особин 9394 шт./м<sup>2</sup>.

Подібні дослідження сорбційної здатності різних видів мохів у залежності від їхньої листової поверхні також було проведено у Латвії [24]. Їхні результати продемонстрували тісну кореляцію між згаданими двома показниками.

Дослідниками виявлено, що в абсорбції важких металів мохами значну роль відіграє відсутність покривних тканин на листі мохів, що зумовлює легкість надходження цих поллютантів до організму мохів [29, 62]. Клітинні оболонки листя мохів демонструють виражені іонообмінні властивості [66]. Значну іонообмінну здатність клітинних оболонок мохів до важких металів одні дослідники пов'язують із полігалактуровою кислотою та спорідненими сполуками [105], інші – з карбоксильними та фосфорильними групами, які утворюють хелатні комплекси з важкими металами на поверхні клітин мохів [46].

Слід однак зазначити, що мохи можуть втрачати значну частку накопичених важких металів за рахунок вилугування дощовими водами [28]. На прикладі двох видів мохів, *Hylocomium splendens* (Hedw.) Schimp.) та *Pleurozium schreberi*, було продемонстровано [26] закономірність – чим сильніший дощ, тим меншою є акумуляція важких металів у фітомасі досліджуваних видів. До того ж при сильних дощах інтенсивність акумуляції Pb та Ni у фітомасі мохів залишається майже постійною, таких металів, як Cd, Cu та Zn – зменшується, а для Mn та Cr – сильно зменшується, для останніх вилугування є чи не домінуючим фактором концентрації у фітомасі мохів [26]. Протилежної думки дотримуються інші дослідники [32, 68], за даними котрих, накопичені важкі метали у внутрішньоклітинному середовищі або міжклітинному середовищі мохів не можуть легко вилугуватися у природних умовах.

Серед значної кількості мохів у якості тест-об'єктів біогеохімічної індикації і біомоніторингу речовин-забруднювачів у навколишньому природному середовищі може використовуватися лише їх незначна частка, а види мохів мають відповідати певним критеріям. Згадані критерії є загальними для всіх об'єктів біомоніторингу, з усіх груп рослинного світу [49, 50], а саме:

1. Види – тест-об'єкти мають бути звичайними, широко поширеними у регіоні досліджень.

2. Бажано, щоб зразки тест-об'єктів для аналізу у достатній кількості можливо було б відбирати у будь-який сезон року.

3. Тест-об'єкти повинні мати значні лінійні розміри та фітомасу, достатню для репрезентативного багатократного відбору протягом багатьох років польової на стаціонарних ділянках біомоніторингу.

4. Тест-об'єкти повинні добре відділятися від субстрату зростання.

5. Тест-об'єкти повинні формувати більш-менш щільні дернинки, килимки/подушки, площу яких легко виміряти та оцінити щільність випадань речовин-забруднювачів на одиницю площі.

6. Тест-об'єкти повинні накопичувати досліджувані речовини-забруднювачі у значній кількості, одночасно маючи до них високу резистентність. Такими об'єктами фітобіоти є мохи, які здатні зростати в умовах сильного забруднення важкими металами без видимих порушень росту та розвитку [87, 113].

Критерії, обов'язкові для моніторингу в цілому, що повинні виконуватися одночасно, є такими [1, 2]:

- репрезентативність точок спостережень і кількості вимірювань/пробовідборів;
- послідовність, певна періодичність і безперервність спостережень;
- єдина методична основа відбору проб тест-об'єктів та вимірювання речовин-забруднювачів, забезпечення високоточними приладами для проведення досліджень;
- стабільність у дослідженні запроєктованих параметрів (їх можна доповнювати, корегувати, але не змінювати докорінно);
- уніфікація базових програм накопичення і обробки отриманих даних;
- можливість використання ГІС на кожній стадії проведення спостережень та аналізу даних.

У численних дослідженнях було доведено високу ефективність використання мохів як тест-об'єктів для біогеохімічної індикації концентрації важких металів у навколишньому середовищі, переважно в атмосферному повітрі [31, 51, 84, 95, 100, 112]. Використання мохів для біогеохімічної індикації і біомоніторингу широкого спектру речовин-забруднювачів у Європі узагальнено Н.Г. Zechmeister et al. [114]. Зокрема, продемонстровано високу ефективність використання мохів для біогеохімічної індикації і біомоніторингу забруднення навколишнього середовища не лише важкими металами та радіонуклідами, але й оксидом азоту та складними органічними газоподібними сполуками. Для цього, як правило, використовують поширені види ектогідритних мохів, такі, як *Pleurozium schreberi* [48], *Hypnum cupressiforme* [30], *Pseudoscleropodium purum* (Hedw.) M.Fleisch. [32], *Sphagnum palustre* [12]. Дослідники [12, 30] дійшли важливого практичного висновку: концентрація важких металів у фітомасі згаданих вище видів мохів добре корелює з концентрацією важких металів в атмосферних випаданнях.

Крім того, дослідниками було наголошено на тому, що за відсутності коріння на абсорбцію важких металів ектогідритними видами мохів ґрунтові параметри не впливають суттєво [41, 45], визначаючи при цьому лише можливість зростання даних видів мохів на даних видах ґрунтів.

Механізмам абсорбції важких металів мохами присвячені спеціальні дослідження. Зокрема, було зроблено висновок, що головним механізмом транспорту води та важких металів в організмі звичайних ектогідритних мохів є капілярні сили [36, 82]. Вченими [14, 57] також наголошено на важливості врахування акумуляції фітомасою ектогідритних мохів пилу, який локально підіймається з поверхні ґрунту вітровими потоками. Крім того, дослідниками [57] показано, що у зволоженій фітомасі *Pleurozium schreberi* все ж відбувається дифузія катіонів важких металів, зокрема, Cu та Cd, з ґрунту до фітомаси, що слід враховувати, інтерпретуючи результати для біогеохімічної індикації і біомоніторингу важких металів за допомогою мохів. Саме тому одним із найважливіших питань біомоніторингу є визначення походження і джерел поллютантів, накопичених у фітомасі тест-об'єктів з числа мохів [58, 59]. Як правило, атмосферні аерозолі збагачені поллютантами з віддалених джерел, однак можуть також бути збагаченими за рахунок підйому пилу з поверхні ґрунту на локальному рівні [14]. Саме тому для коректної інтерпретації цих двох головних джерел дослідниками запропоновано використовувати спеціальний показник – фактор збагачення [58]. Якщо його значення перевищує 1,0 – можливо стверджувати про віддалену природу походження забруднювача і його надходження до тест-об'єктів з атмосферним переносом. Крім того, важливим є порівняння концентрацій важких металів у фітомасі мохів у процесі біогеохімічної індикації і біомоніторингу, виміряних різними методами [44].

Накопичення значної кількості важких металів у фітомасі мохів може призвести у них до пошкодження клітинних структур та негативних змін у фізіологічних процесах [17]; до того ж дослідники відмічають, що фітотоксичний ефект важких металів на мохи зумовлений, головним чином, їхньою внутрішньоклітинною фракцією, в той час, як позаклітинна фракція важких металів не має швидкого впливу на клітинний метаболізм мохів [40, 93]. Тому життєва стратегія мохів по відношенню до стресу, зумовленого важкими металами, полягає як в уникненні, так і у толерантності до нього [20]. Уникнення стресу відбувається шляхом запобігання потрапляння іонів важких металів у середину клітин – до їх протопласту [63]. Клітинні оболонки при цьому відіграють вирішальну роль [16, 110]. Зокрема, показано, що рівень толерантності мохів до Cd у ряді видів мохів визначається зв'язуванням клітинними оболонками інших, неток-

сичних, катіонів, зазвичай поширених у навколишньому середовищі, що створює несприятливі умови для зв'язування токсичних катіонів Cd, що, в свою чергу, запобігає їх проникненню до живого протопласту клітин мохів [97, 110].

Механізми, які забезпечують високу толерантність мохів до катіонів важких металів, подвійні. З одного боку, це нейтралізація токсичного стресу, зумовленою ними, в т.ч. зміною хімічного складу клітинних мембран, а з іншого – транслокація катіонів важких металів із цитоплазми клітин до їх органел, де ці катіони стають неактивними, наприклад, до вакуоль та клітинних оболонок [63].

З 1990 року більшість європейських країн один раз на 5 років проводить масштабні дослідження рівнів вмісту важких металів у мохах. Згадані дослідження проводяться у рамках Cooperative Programme on Effects of Air Pollution on Natural Vegetation and Crops [52, 53], яка координується з Великобританії. Так, у 2005 році ці дослідження охопили 28 країн Європи, в т.ч. Угорщину, Чехію, Словаччину, Польщу [100, 101], Латвію [24], Естонію [65], Румунію [34], Болгарію та європейську частину Туреччини [31], Грецію [112] та ін.

Слід особливо підкреслити, що мохи як тест-об'єкти для біогеохімічної індикації і біомоніторингу важких металів у навколишньому середовищі використовують як у природних, так і антропогенних біогеоценозах, у суходільних та водних біотопах [114].

У Словінському національному природному парку (Польща) методами атомно-адсорбційної спектроскопії та нейтронної активації було визначено вміст важких металів у моху *Pleurozium schreberi* [23]. Отримані результати продемонстрували виразний тренд зниження вмісту важких металів – Fe, Zn, Ni, Cd, Cr – у фітомасі згаданого виду протягом останніх 27 років, що дослідники пояснили значним зменшенням (на 38%) викидів пилу промисловістю Польщі протягом 1978-2002 рр. Виявлено, що середні концентрації згаданих металів у фітомасі *Pleurozium schreberi* у національному природному парку у 2005 році дорівнювали, мкг/г: Fe – 233,9; Zn – 38,0; Ni – 0,90; Cd – 0,24; Cr – 0,78, а його територію визнано однією з найчистіших у Польщі, яка може використовуватися як референтний район для порівняння забруднення важкими металами. Подібні дослідження за допомогою *Pleurozium schreberi* як тест-об'єкта були проведені раніше в інших 12 національних природних парках Польщі [47].

В антропогенних екосистемах мохи як тест-об'єкти забруднення навколишнього природного середовища важкими металами були використані для критичних біотопів узбіч шосе [83], міського середовища різних частин урбоекосистем [10, 11, 81] та ін.

Продемонстровано, що концентрація важких металів у фітомасі *Pleurozium schreberi* на узбіччі шосе залежала від відстані до нього [83]. Зокрема, виявлено, що максимальна концентрація Zn у цьому моху спостерігалася на відстані 6 м від шосе, Ni – на відстані 2 м, а Pb – залишалася майже незмінною у смузі завширшки 14 м.

Дуже важливим є те, що завдяки значним лінійним розмірам мохів, існує можливість визначати концентрації важких металів не лише у всій їхній фітомасі, але й у однорічному прирості [25, 27, 38, 78, 79, 109], що віддзеркалює поточний рівень атмосферних випадань важких металів. Відносна стабільність метал-органічних хелатних комплексів разом зі значною катіонообмінною ємністю клітинних оболонок мохів створюють передумови для значної сорбції ними важких металів [26]. За рівнем акумуляції та утримання мохами важкі метали можна розмістити у такому ряду: Cu > Pb > Ni > Co > Cd > Zn > Mn [85].

Дослідниками узагальнено головні вимоги до відбору фітомаси мохів для біогеохімічної індикації і біомоніторингу забруднення навколишнього середовища важкими металами, які наведено у спеціальній методиці, офіційно прийнятій у Європі – «Recommendations of mosses sampling for European Manual Survey, 2010» [52, 53, 72]. До таких вимог належать наступні:

- Кожна точка пробовідбору мохів повинна бути розташована не ближче 3 м від проекції крон дерев; у лісах і у молодих лісових культурах точки слід розміщати у «вікнах» під деревним пологом, на галявинах тощо.
- На луках та болотах точки не слід розміщати у проекції крон кущів або широколистих трав – для запобігання впливу вилугування з них важких металів до фітомаси мохів. Також слід уникати розміщення точок пробовідбору на схилах та ділянках з ерозійними водними потоками.
- Точки пробовідбору мохів повинні розміщуватися у неурбанізованих районах, репрезентативних для певного регіону. Вони повинні знаходитися не ближче 300 м від базових шосе, а також сіл та промислових підприємств та 100 м – від малих доріг та окремих житлових будинків.
- Для забезпечення порівнюваності результатів багаторічного моніторингу бажано пробовідбір проводити на тій самій стаціонарній точці. За відсутності можливості цього, точку пробовідбору слід перенести не далі 2 км від попередньої, у такий самий біотоп.
- Бажано точки пробовідбору зразків мохів розміщувати поблизу наявних метеорологічних станцій, де проводиться моніторинг концентрацій важких металів в атмосферному повітрі.
- Рекомендується з кожної точки пробовідбору мохів з площі 50 м x 50 м відбирати один збірний зра-

зок певного виду моху, який складається з 10 окремих зразків.

- Відібрані зразки фітомаси мохів слід пакувати у герметичні пластикові пакети, перевозити у холодильнику.
- Пробовідбір слід проводити у вегетаційний період – з квітня по жовтень, у безвітряну погоду.
- Кожна точка пробовадбору повинна мати географічні координати, придатні для ГІС-обробки даних.

Дослідниками також детально наведено вимоги до підготовки зразків мохів для аналізу [51, 53] та методи аналізів концентрацій важких металів у зразках [8, 52, 106]. Головними методами аналізу концентрації важких металів у фітомасі мохів є: ICP-MS – мас-спектрометрії з індуктивно зв'язаною плазмою; ICP-AES – атомно-емісійної спектроскопії з індуктивно зв'язаною плазмою; AAS – атомно-абсорбційної спектрофотометрії; NAA – нейтронно-активаційного аналізу, а для гамма-випромінюючих радіонуклідів ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{40}\text{K}$ ,  $^{210}\text{Po}$ ,  $^{210}\text{Pb}$  та ін.) – гамма-спектрометричний.

В останні 15 років опубліковано результати досліджень кореляції концентрацій важких металів у мохах та щільності атмосферних випадань цих металів, отримані методами біогеохімічної індикації і біомоніторингу забруднення навколишнього середовища важкими металами. Зокрема, у країнах Європи для Cd та Hg було продемонстровано тісну кореляцію між згаданими параметрами [91]. Подібний висновок також було зроблено для Mn [21] та Pb [74]. Крім того, за результатами масових аналізів (десятків тисяч) вмісту Cd, Hg та Pb у мохах, повітрі, ґрунті та інших компонентах біогеоценозів у Європі було визначено фактори, які суттєво впливають на концентрацію згаданих важких металів у мохах, у т.ч. регіональні [56]. Зокрема, з метою корекції результатів біомоніторингу забруднення ґрунтів важкими металами за допомогою мохів було запропоновано процедуру, яка полягає в урахуванні регіонального геохімічного фону відповідних металів у ґрунтах [14].

В Україні також продемонстровано доцільність застосування мохів для біогеохімічної індикації і біомоніторингу забруднень у різних регіонах країни. Цей напрямок пов'язаний у нашій державі переважно з дослідженнями О.Б. Блюма, який приймав участь у європейських програмах біомоніторингу, що знайшло відображення у численних публікаціях [56, 75, 91, 92 та ін.]. Слід однак зазначити суттєву фрагментарність вивченості території України засобами біогеохімічної індикації та, на відміну від більшості країн Європи, відсутність регулярної сітки стаціонарних пунктів для таких спостережень, як і регулярних спостережень у часі у масштабах всієї країни.

Однак, для окремих регіонів України біогеохімічні дані наявні. Зокрема, результати біогеохімічної індикації атмосферних випадань важких металів наведено А.В. Шабатурою, О.Б. Блюмом, Ю.Г. Тютюнником для Житомирської та Київської областей (поліської та лісостепової частин) [7]. Для біогеохімічної індикації забруднення атмосферного повітря були використані мохи *Pleurozium schreberi* та *Sciuro-hypnum oedipodium* (Mitt.) Ignatov & Huttunen, в яких методом плазмової емісійної спектроскопії виміряно вміст таких важких металів, як Mn, Fe, Zn, Ti, Cu, Pb, Ni, Cr, V, Co, Cd, Sb. Дослідниками наведено середній (за 25 точками) вміст згаданих елементів у досліджених видах мохів окремо. Так, у фітомасі *Sciuro-hypnum oedipodium* вміст важких металів дорівнював (мкг/г): Mn – 356, Fe – 1180, Zn – 49,1, Ti – 31,7, Cu – 12,4, Pb – 3,6, Ni – 3,6, Cr – 3,8, V – 5,0, Co – 0,76, Cd – 0,33, Sb – 0,19. У фітомасі *Pleurozium schreberi* середній (за 67 точками) вміст важких металів склав (мкг/г): Mn – 635, Fe – 607, Zn – 34,3, Ti – 21,0, Cu – 12,9, Pb – 4,3, Ni – 3,4, Cr – 3,1, V – 2,1, Co – 0,45, Cd – 0,32, Sb – 0,21. Показано, що більша акумулятивна здатність до важких металів властива *Sciuro-hypnum oedipodium* у порівнянні з *Pleurozium schreberi*. Так, для Fe вона більша у 2 рази, а для V – у 2,4 раза. Зроблено висновок, що вміст більшості важких металів у *Pleurozium schreberi* є вищим у лісостеповій частині регіону досліджень, ніж у поліській, за виключенням Mn, Zn, Pb, Cr, Sb. Для поліської частини областей наведено геохімічну асоціацію металів Ca/Mg/Fe/Na/Ti/Cr/Cu, яка, на думку авторів, є наслідком локального техногенезу та/або результатом далекого атмосферного переносу поллютантів. Для лісостепової частини Житомирської та Київської областей виявлено таку геохімічну асоціацію металів: K/Mg/Al/Ni/Cd/Sb/Ca/Pb, пов'язану з сухими пилоаерозольними випаданнями поллютантів.

Цими дослідниками шляхом аналізу геохімічних асоціацій елементів виявлено головні фактори атмогеохімічного навантаження на навколишнє середовище регіону: 1. Місцеве (локальне і регіональне) забруднення приземного шару атмосфери крупнодисперсними аерозолями природного та техногенного походження; 2. Місцеве забруднення приземного шару атмосфери дрібнодисперсними пірогенними конденсаційними аерозолями; 3. Транскордонний перенос забруднених повітряних мас із заходу та півночі; 4. Техногенне закислення та зміна pH–Eh балансу атмосферних опадів; 5. Біологічні процеси акумуляції хімічних елементів мохами.

Ю.Г. Тютюнником, О.Б. Блюмом, А.В. Шабатурою [5] у 2005 р. досліджено забруднення Українських Карпат, Прикарпаття та Закарпаття As та важкими металами. Методами біогеохімічної індикації (тест-об'єкт – *Pleurozium schreberi*) авторами виявле-

но підвищені рівні забруднення навколишнього середовища As на найвищих гірських рівнях, а також підтверджено транскордонний перенос повітряних мас, забруднених As та важкими металами з Центральної Європи на територію України.

Ю.Г. Тютюнником, О.Б. Блюмом [6] методом біогеохімічної індикації досліджено 20-річний тренд (1995-2015 рр.) атмосферного забруднення важкими металами (Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, V, Zn) Житомирської та Київської областей у 20-ти пунктах. Тест-об'єктом біомоніторингу слугував *Pleurozium schreberi*, визначення концентрації важких металів в ньому проведено атомно-абсорбційним методом та методом плазмової емісійної спектроскопії. Пункти пробовідбору об'єднано у три групи: 1. Зона впливу потужних джерел регіонального забруднення атмосфери (Трипільська ГРЕС) та зона впливу Київського мегаполісу; 2. Зона помірного або слабого впливу локальних джерел забруднення атмосфери – «напівфон»; 3. Зона за межами 1 та 2 – «фон».

Продемонстровано, що у зоні прямого впливу викидів Трипільської ГРЕС за 20-річний період збільшився вміст Cd, V, Zn, але зменшився для решти досліджених важких металів, що пов'язано зі складом палива (вугілля або мазут) у різний період. У зоні впливу Київського мегаполісу відбулося збільшення у моху вмісту всіх важких металів, окрім Ni (не змінився) і Pb (зменшився). Так, у фітомасі *Pleurozium schreberi* концентрація Cd збільшилася з 0,38 до 0,46 мкг/г АСВ; Cr – з 0,45 до 4,59 мкг/г; Cu – з 6,4 до 9,9 мкг/г; Fe – з 721 до 1043 мкг/г; V – з 5,13 до 7,23 мкг/г; Zn – з 69,2 до 81,5 мкг/г. Зроблено узагальнення, що у зонах «напівфону» та «фону» за 20 років тренди різних важких металів були різними. Найбільш чітким був тренд збільшення концентрації Cd у дослідженому моху, що автори пов'язали з підсиленням глобального техногенного навантаження на атмосферу; а також у Fe, що зумовлено загальним збільшенням автомобілізації.

Міжнародною командою дослідників [54] за результатами біогеохімічної індикації і біомоніторингу продемонстровано, що у 2010 р. для багатьох важких металів спостерігався градієнт збільшення концентрації у навколишньому середовищі Європи з північного заходу на південний схід. Концентрації таких металів, як Al, Fe, V, Cr були найнижчими у Північній Європі, а найвищими – в Україні (у Донецькій області) та локально у деяких інших країнах континенту – Румунії, Болгарії та ін.

Використання мохів як біоіндикаторів забруднення навколишнього природного середовища важкими металами та радіонуклідами більше 30 років проводиться у багатьох країнах, із використанням різних видів мохів та з різною метою. Нижче наведено результати досліджень забруднення навколишнього се-

редовища у країнах Європи з використанням мохів як біоіндикаторів забруднення навколишнього середовища важкими металами та радіонуклідами (табл.).

Дані таблиці свідчать, що біомоніторинг забруднення навколишнього середовища важкими металами та радіонуклідами з використанням мохів як тест-об'єктів проводиться в усіх регіонах континенту: Північній Європі – Норвегії, Фінляндії, Швеції; Західній Європі – Португалії, Іспанії, Франції; Центральній Європі – Німеччині, Швейцарії, Нідерландах; Південній Європі – Італії, Албанії, Сербії, Македонії, Кroatії, Болгарії, Греції, Турції; Східній Європі – Чехії, Словачії, Польщі, Румунії, Україні, Литві, Естонії, Російській Федерації тощо. Об'єм досліджень з біомоніторингу є найбільшим у країнах Північної та Центральної Європи, при цьому, починаючи з 1995 р., наявні багаторічні дані біомоніторингу вмісту важких металів у мохах, отримані на спеціальній мережі спостережень, яка репрезентативно покриває значні регіони континенту.

Також з таблиці випливає, що з видів мохів, які досліджуються як тест-об'єкти, найбільш використовуваними є епігейні (наземні) види, які утворюють щільні килими на ґрунті – *Hylocomium splendens* та *Pleurozium schreberi*, широко поширені у хвойних та мішаних лісах Європи. Для листяних лісів континенту як тест-об'єкти використовуються зазвичай поширені види мохів даних біогеоценозів – епіфітний вид *Hypnum cupressiforme* та епігейний вид *Pseudoscleropodium purum*.

Решта видів мохів використовувалася з метою біомоніторингу важких металів епізодично, наприклад, у лісових біогеоценозах – такі звичайні епіфітні мохи Європи, як *Brachythecium salebrosum*, *B. rutabulum*, *B. glareosum*, *Eurhynchium angustirete*, які зростають на стовбурах дерев; у скельних біогеоценозах та на відвалах шахт – епілітні види – *Grimmia pulvinata*, *G. decipiens*, *G. laevigata*, а також епігейні види, зокрема, *Tortula muralis* Hedw., *Bryum argenteum*, *Homalothecium lutescens* та ін., а на ділянках без зімкнутого рослинного покриву – *Scelopodium touretii*.

Проте важливим принципом при проведенні біомоніторингу та біогеохімічної індикації за допомогою мохів є використання видів, які не лише широко поширені, але й добре відрізняються від інших видів, оскільки їх ідентифікація у природних умовах при відборі зразків часто значно утруднена, тим часом як акумуляція важких металів та радіонуклідів різними видами мохів істотно відрізняється [13, 33].

Наведене вище дозволяє виділити для України види мохів, які можуть бути використані як тест-об'єкти біомоніторингу та біогеохімічної індикації забруднення навколишнього середовища важкими металами та радіонуклідами.

**Таблиця.** Використання мохів як біоіндикаторів забруднення навколишнього середовища важкими металами та радіонуклідами у країнах Європи.

**Table.** The use of mosses as bioindicators of pollution by heavy metals and radionuclides in European countries

Види мохів	Мета досліджень	Елементи-забруднювачі	Країна	Посилання
1	2	3	4	5
<i>Hylocomium splendens</i>	Біомоніторинг атмосферних випадань важких металів на хвойні ліси бореального типу	Cd, Cu, Pb	Норвегія	77
	Багаторічний моніторинг (1990-2010 рр.) атмосферних випадань важких металів на лісові біогеоценози різних природних зон	Cd, Hg, Pb	Норвегія	74
	Біомоніторинг забруднення важкими металами лісових та міських (паркових) біогеоценозів	Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn	Румунія	98
<i>Pleurozium schreberi</i>	Багаторічний моніторинг (1975-1998 рр.) атмосферних випадань важких металів на лісові біогеоценози	Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn	Польща	103
	Біомоніторинг забруднення важкими металами територій уздовж автомобільних доріг	Cd, Cu, Fe, Hf, Pb, Zn, Pt, Rh	Фінляндія	76
	Біомоніторинг атмосферних випадань <sup>137</sup> Cs на територію в індустріальному районі	<sup>137</sup> Cs	Польща	61
<i>Hylocomium splendens</i> , <i>Pleurozium schreberi</i>	Багаторічний моніторинг атмосферних випадань важких металів на хвойні ліси 1985, 1990, 1995 та 2000	Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn, V, As, Hg	Фінляндія	79
	Біомоніторинг атмосферних випадань важких металів на лісові біогеоценози у районі видобутку поліметалічних руд	Ti, As, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Cd, Sb, Hg, Ni, Pb	Польща	60
	Біомоніторинг атмосферних випадань важких металів на лісові біогеоценози	Fe, Co, As, Mo, Cd, Sb, Ce, Pb	Норвегія	19
	Біомоніторинг атмосферних випадань важких металів на лісові біогеоценози	As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Pb, V, Zn	Чехія	73
	Біомоніторинг атмосферних випадань важких металів на лісові біогеоценози при транскордонному переносі	Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Zn	Фінляндія, Норвегія, Російська Федерація	99
<i>Hylocomium splendens</i> , <i>Pleurozium schreberi</i>	Картування щільності атмосферних випадань важких металів на лісові біогеоценози	Mn, Ni, Zn, Ti, V, Cr, Fe, Co, Cu, Hg, Th Sb, Pb, Mo, Cd, W	Словачія	43
	Біомоніторинг балансового розподілу та потоків важких металів у лісових екосистемах бореального типу	Cu, Zn, Pb, Cd, Hg	Країни Європи	22
	Встановлення джерел забруднення навколишнього природного середовища важкими металами	Fe, Zn, Sb, Ta, Mn, Co, Mo, Cr, Ni, W; V, Ni	Російська Федерація	39
<i>Hylocomium splendens</i> , <i>Hypnum cupressiforme</i> , <i>Brachythecium salebrosum</i> (Hoffm. ex F.Weber & D.Mohr) Schimp., <i>Brachythecium rutabulum</i> (Hedw.) Schimp.	Біомоніторинг атмосферних випадань важких металів на лісові біогеоценози	As, Cd, Cu, Ni, V, Zn	Румунія	67
<i>Hylocomium splendens</i> , <i>Pleurozium schreberi</i> , <i>Hypnum cupressiforme</i> , <i>Pseudoscleropodium purum</i>	Багаторічний моніторинг (1990-2005 рр.) з метою картування випадань важких металів на лісові біогеоценози	Cd, Hg, Pb	Країни Європи	56
<i>Hylocomium splendens</i> , <i>Pleurozium schreberi</i> , <i>Brachythecium rutabulum</i> , <i>Hypnum cupressiforme</i> , <i>Pseudoscleropodium purum</i>	Біомоніторинг атмосферних випадань важких металів на лісові біогеоценози	As, Ce, Cr, Fe, Mn, Na, Th, Ti, V, Zn	Німеччина, Швейцарія, Нідерланди	111
<i>Hylocomium splendens</i> , <i>Hypnum cupressiforme</i> , <i>Pseudoscleropodium purum</i>	Біомоніторинг атмосферних випадань важких металів на лісові біогеоценози за міжнародною програмою картування випадань у 2005 р.	As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Ni, Pb, V, Zn, Sb	Країни Європи	53

1	2	3	4	5
<i>Hylocomium splendens</i> , <i>Pleurozium schreberi</i> ; <i>Pseudoscleropodium purum</i> , <i>Eurhynchium angustirete</i> (Broth.) T.J.Kop., <i>Brachythecium rutabulum</i> , <i>Brachythecium salebrosum</i>	Багаторічний моніторинг (1995-2005 рр.) аеральних випадань важких металів на лісові біогеоценози	As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, V and Zn	Литва, Чехія	86
<i>Pleurozium schreberi</i> , <i>Pseudoscleropodium purum</i>	Біомоніторинг співвідношення ізотопів Pb в атмосферних випаданнях на лісові біогеоценози біля вугільної ТЕС	<sup>204</sup> Pb, <sup>206</sup> Pb, <sup>207</sup> Pb, <sup>208</sup> Pb	Чехія	101
<i>Pleurozium schreberi</i> , <i>Hypnum cupressiforme</i> , <i>Brachythecium rutabulum</i>	Біомоніторинг атмосферних випадань важких металів на лісові біогеоценози	Ag, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, V, Zn	Кроатія	96
<i>Hypnum cupressiforme</i>	Біомоніторинг атмосферних випадань важких металів на лісові біогеоценози	Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Mo, Cd, Sb, I, Ba, La, Pb	Болгарія	69
	Біомоніторинг атмосферних випадань радіонуклідів у районі розташування теплової вугільної електростанції	<sup>210</sup> Pb	Італія	35
	Біомоніторинг атмосферних випадань важких металів на урбоєкосистеми великих міст	Cd, Cu, Pb, Zn, Mn, Fe	Албанія	64
<i>Hypnum cupressiforme</i> , <i>Scleropodium touretii</i> (Brid.) L.F.Koch	Біомоніторинг атмосферних випадань важких металів на ділянках без зімкнутого рослинного покриву	Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn	Португалія	42
<i>Hypnum cupressiforme</i> , <i>Homalothecium lutescens</i> (Hedw.) H.Rob., <i>Leucodon sciuroides</i> (Hedw.) Schwägr., <i>Brachythecium salebrosum</i>	Біомоніторинг атмосферних випадань важких металів на території навколо шахт із видобутку As, Sb, Tl	As, Sb, Tl	Німеччина	13
<i>Hypnum cupressiforme</i> , <i>Homalothecium lutescens</i>	Біомоніторинг забруднення навколишнього середовища важкими металами навкруги теплової вугільної електростанції	As, Co, Cr, Cs, Fe, Ni, Rb, Ta, Zr, Cd, Cu, Hg, Pb, Sn, Zn, Sb	Македонія	37
<i>Hypnum cupressiforme</i> , <i>Grimmia pulvinata</i> (Hedw.) Sm.	Біомоніторинг забруднення навколишнього середовища радіонуклідами навкруги теплової електростанції, яка працює на уранвісному вугіллі	<sup>210</sup> Po and <sup>210</sup> Pb	Турція	107
<i>Hypnum cupressiforme</i> Hedw., <i>Leucodon sciuroides</i> , <i>Grimmia decipiens</i> (Schult.) Lindb., <i>Grimmia laevigata</i> (Brid.) Brid., <i>Homalothecium aureum</i> (Spruce) H.Rob., <i>Timmia anomala</i> (Bruch & Schimp.) Limpr., <i>Tortula muralis</i> Hedw.	Біомоніторинг забруднення <sup>137</sup> Cs лісових та скельних біогеоценозів	<sup>137</sup> Cs	Греція	88
<i>Hypnum cupressiforme</i> , <i>Bryum argenteum</i> Hedw., <i>Ptychostomum capillare</i> (Hedw.) Holyoak & N.Pedersen	Біомоніторинг атмосферних випадань важких металів на лісові біогеоценози	Mn, Mo, Ni	Сербія	108
<i>Hypnum cupressiforme</i> , <i>Homalothecium lutescens</i>	Біомоніторинг забруднення важкими металами території навколо шахт із видобутку Pb-Zn	Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, P, Pb, V, Zn, As, Co, Cd	Македонія	9
<i>Bryum radiculosum</i> Brid.	Біомоніторинг атмосферних випадань важких металів на територію в промисловому районі	Cd, Cr, Cu, Pb, V, Zn	Італія	89
<i>Sphagnum capillifolium</i> (Ehrh.) Hedw.	Біомоніторинг атмосферних випадань важких металів на оліготрофні болота	Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Ti, V, Zn	Франція	71
<i>Sphagnum girgensohnii</i> Russow	Біомоніторинг радіоактивності повітря в урбоєкосистемі великого міста	<sup>40</sup> K, <sup>137</sup> Cs, <sup>210</sup> Pb	Сербія	80
<i>Hylocomium splendens</i> , <i>Hypnum cupressiforme</i> , <i>Brachythecium midleanum</i> (Jur.) J.R.Spence, <i>Brachythecium rutabulum</i> , <i>Dicranum scoparium</i> , <i>Bryum argenteum</i> , <i>Syntrichia ruralis</i> (Hedw.) F.Weber & D.Mohr, <i>Plagiommium cuspidatum</i> (Hedw.) T.J.Kop., <i>Pylaisia polyantha</i> (Hedw.) Schimp.	Багаторічний моніторинг (2000-2010 рр.) аеральних випадань радіонуклідів на лісові біогеоценози	<sup>137</sup> Cs and <sup>40</sup> K	Сербія	33
<i>Pseudoscleropodium purum</i>	Біомоніторинг забруднення важкими металами сільськогосподарських угідь	As, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn	Іспанія	32
<i>Scorpiurium circinatum</i> (Bruch) M.Fleisch. & Loeske	Біомоніторинг забруднення важкими металами урбоєкосистем великих міст	Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Ti, V, Zn	Італія	15



Для лісових біогеоценозів хвойних і мішаних лісів зони Полісся – *Hylocomium splendens* та *Pleurozium schreberi*; для широколистяних лісів Лісостепу – *Hypnum cupressiforme*; для зони Степу – *Tortula muralis* та *Bryum argenteum*; для азональних скельних біогеоценозів – комплекс видів роду *Grimmia* Hedw.

**Заключення.** Багаторічні дослідження з біомоніторингу та біогеохімічної індикації концентрації важких металів у навколишньому середовищі за допомогою мохів як тест-об'єктів продемонстрували високу ефективність і широко застосовуються у європейських країнах протягом близько 30 років. Виявлено фізіологічні механізми високої толерантності різних видів мохів до катіонів важких металів; джерела їх надходження до фітомаси мохів; баланс надходження та втрати за рахунок вилугування важких металів з фітомаси. Крім того, детально розроблено спеціальні методики відбору зразків мохів на точках багаторічного біомоніторингу, підготовки зразків для аналізів та проведення аналізу вмісту важких металів та радіонуклідів у мохах, картування щільності аеральних випадань важких металів на локальному, регіональному, державному та континентальному рівнях. В Україні результати біогеохімічних досліджень є досить фрагментарними і характеризують лише окремі регіони (Житомирську та Київську області, Донбас, Карпати та ін.), однак у країні в цілому відсутня регулярна сітка пунктів біогеохімічних спостережень, також ці дослідження до останнього часу не були регулярними у часі. Зважаючи на екологічну ситуацію в Україні, наявність значної кількості джерел забруднення навколишнього середовища важкими металами та радіонуклідами, такі дослідження є актуальними та перспективними. У нашій державі вони потребують впровадження у практику оцінки екологічної безпеки окремих підприємств, міст, регіонів, а головне – держави в цілому.

#### Література

1. Краснов В.П., Орлов О.О., Курбет Т.В. Концептуальные положения радиационного мониторинга лесных экосистем. *Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий*: тр. междунар. конф., г. Москва, 5–6 декабря 2005 г. Т. 3. СПб.: Гидрометеиздат, 2006. С. 103–108.
2. Орлов А.А., Краснов В.П. Радиационный мониторинг лесных экосистем. *Вест. национ. ядерного центра Республики Казахстан*. Вып. 3. Радиоэкология. Охрана окружающей среды. Семипалатинск, 2002. С. 45–54.
3. Собченко В.А. Влияние мохообразных на миграцию  $^{137}\text{Cs}$  в лесных биогеоценозах. Проблемы экологии Белорусского Полесья: сб. науч. тр. биолог. ф-та Гомельского гос. ун-та им. Ф.Скорины. Гомель: ГГУ, 2001. С. 264–273.
4. Собченко В.А., Храмченкова О.М. Зависимость сорбции  $^{137}\text{Cs}$  от площади поверхности мхов. *Проблемы экологии белорусского полесья*: сб. науч. тр. Вып. 2. Гомель: ГГУ, 2002. С. 181–187.
5. Тютюнник Ю.Г., Блюм О.Б., Шабатура А.В. Атмосферное загрязнение мышьяком и тяжелыми металлами Украинских Карпат и предгорных территорий. *География и природные ресурсы*. 2005. № 1. С. 138–146.
6. Тютюнник Ю.Г., Блюм О.Б. 20-летний тренд атмосферного загрязнения тяжелыми металлами северных областей Украины по данным биогеохимической индикации. *Тез докл. Всеросс. науч. конф. «Мониторинг состояния и загрязнения окружающей среды. Основные результаты и пути развития»* (г. Москва, 20–22 марта 2017 г.). – М.: ФГБУ «ИГКЭ Росгидромета и РАН», 2017. – С. 618–619.
7. Шабатура А.В., Блюм О.Б., Тютюнник Ю.Г. Региональные атмогеохимические поля в центральной части северной Украины по данным биогеохимической индикации. *Биосфера*. 2018. Т. 10, вып. 1. С. 23–35.
8. An elementary overview of elemental analysis. AAS, GFAAS, ICP or ICP-MS? Which technique should I use? <[www.thermo.com/eThermo/CMA/PDFs/.../articlesFile\\_18407.pdf](http://www.thermo.com/eThermo/CMA/PDFs/.../articlesFile_18407.pdf)>.
9. Angelovska S., Stafilov T., Balabanova B., Sajin R., Baceva K. Applicability of atomic emission and atomic absorption spectrometry for variability assessment of trace and macroelements content in moss species from Pb-Zn mine environment. *Modern Chemistry & Applications*. 2014. Vol. 2, iss. 1. 1000123.
10. Aničić M., Frontasyeva M., Tomasevich M., Popovic A. Assessment of atmospheric deposition of heavy metals and other elements in Belgrade using the moss biomonitoring technique and neutron activation analysis. *Environ. Monitoring Assess.* 2007. Vol. 129(1–3). P. 207–219.
11. Aničić M., Frontasyeva M., Tomasevich M., Rajsik S., Strelkova L.P., Popovic A., Steinnes E. Active biomonitoring with wet and dry moss: a case study in an urban area. *Environ. Chem. Letters*. 2009. Vol. 7(1). P. 55–60.
12. Astel A., Astel K., & Biziuk M. PCA and multidimensional visualization techniques united to aid in the bioindication of elements from transplanted *Sphagnum palustre* moss exposed in the Gdańsk City area. *Environ. Science and Pollution Research*. 2008. Vol. 15(1). P. 41–50.
13. Bačeva K., Stafilov T., Šajin R., Tanaselia C. Air deposition of heavy metals in the vicinity of the As, Sb, Tl abandoned mine and responsiveness of moss as a biomonitoring media in small scale investigations. *Environ. Science and Pollution Research*. 2013. DOI 10.1007/s 11356-013-1845-0.
14. Bargagli R., Brown D. H. & Nelli L. Metal biomonitoring with mosses: procedures for correcting for soil contamination. *Environ. Pollution*. 1995. Vol. 89. P. 169–175.
15. Basile A., Sorbo S., Aprile G., Conte B., Cobianchi R.C. Comparison of the heavy metal bioaccumulation capacity of an epiphytic moss and an epiphytic lichen. *Environ. Pollution*. 2008. Vol. 151(2). P. 401–407.
16. Basile A., Sorbo S., Aprile G., Conte B., Cobianchi R.C., Pisani T., Loppi S. Heavy metal deposition in the Italian «triangle of death» determined with the moss *Scorpidium circinatum*. *Environ. Pollution*. 2009. Vol. 157. P. 2255–2260.
17. Basile A., Sorbo S., Pisani T., Paoli L., Munzi S., Loppi S. Bioaccumulation and ultrastructural effects of Cd, Cu,

- Pb and Zn in the moss *Scorpidium circinatum* (Brid.) Fleisch. & Loeske. *Environ. Pollution*. 2012. Vol. 166. P. 208-211.
18. Bates, J.W., Bakken, S., Nutrient retention, desiccation and redistribution in mosses. *Bryology in the Twenty-first Century*. Eds. J.W. Bates, N.W. Ashton, J.G. Duckett. Leeds: Maney Publishers and BBS, 1998. P. 293-304.
  19. Berg T., Steinnes E. Use of mosses *Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi* as biomonitors of heavy metal deposition: from relative to absolute deposition values. *Environ. Pollution*. 1997. Vol. 98. P. 61-71.
  20. Blagnyte R., Paliulis D. Research into heavy metals pollution of atmosphere applying moss as bioindicator: a literature review. *Environ. Research, Engineering and Management*. 2020. – № 4(54). P. 26-33.
  21. Boquete M.T., Fernández J.A., Aboal J.R., Carballeira A. Are terrestrial mosses good biomonitors of atmospheric deposition of Mn? *Atmospheric Environ.* 2011. Vol. 45. P. 2704–2710.
  22. Bringmark L., Lundin L., Augustaitis A., Beudert B. et al. Trace Metal budgets for forested catchments in Europe – Pb, Cd, Hg, Cu and Zn. *Water, Air, Soil Pollut.* 2013. Vol. 224. P. 1502.
  23. Bykowszczenko N., Baranowska-Bosiacka I., Bosiacka B., Kaczmarek A., Chlubek D. *Polish J. Environ. Studies*. 2006. Vol. 15(1). P. 41-46.
  24. Ceburnis D., Rühling Å., Kviatkus K. Extended study of atmospheric heavy metal deposition in Lithuania based on moss analysis. *Environ. Monitoring and Assess.* 1997. Vol. 47. P. 135–152.
  25. Ceburnis D., Sakalys J., Armolaitis K., Valiulis D., Kviatkus K. In-stack emissions of heavy metals estimated by moss biomonitoring method and snow-pack analysis. *Atmospheric Environ.* 2002. Vol. 36. P. 1465-1474.
  26. Ceburnis D., Valiulis D. Investigation of absolute metal uptake efficiency from precipitation in moss. *Sci. of the Total Environ.* 1999. Vol. 226. P. 247-253.
  27. Cenci R.M., Sena F., Bergonzoni M., Simonazzi N., Meglioli E., Canovi L. et al. Use of mosses and soils for the monitoring of trace elements in three landfills, used as urban waste disposal sites. *9-th Intern. Waste Management and Land-fill Symp.* Sardinia, 2003. P. 12-22.
  28. Chakraborty S., Paratkar G.T. Biomonitoring of trace element air pollution using mosses. *Aerosol and Air Quality Research*. 2006. № 6. P. 247-258.
  29. Choudhuri S., Panda S.K. Toxic effects, oxidative stress and ultrastructural changes in moss *Taxithelium nepalense* (Schwaegr.) Broth. under chromium and lead phytotoxicity. *Water, Air and Soil Pollution*. 2005. Vol. 167. P. 73-90.
  30. Coşkun M., Frontasyeva M. V., Steinnes E., Cotuk A. Y., Pavlov S. S., Coskun M., et al. Atmospheric deposition of heavy metals in Trace studies by analysis of moss (*Hypnum cupressiforme*). *Bull. of Environ. Contamination and Toxicology*. 2005. Vol. 74. P. 201–209.
  31. Coşkun, M., Yurukova, L., Çayır, A., Coşkun, M., & Gecheva, G. Cross-border response of mosses to heavy metal atmospheric deposition in Southeastern Bulgaria and European Turkey. *Environ. Monitoring and Assess.* 2009. Vol. 157. P. 529–537.
  32. Couto J. A., Fernández J. A., Aboal J. R., & Carballeira A. Active biomonitoring of element with terrestrial mosses: a comparison of bulk and dry deposition. *Sci. of the Total Environ.* 2005. Vol. 324. P. 211 –222.
  33. Čučulović A., Sabovljević C.R., Veselinović D. Activity concentrations of <sup>137</sup>Cs and <sup>40</sup>K in mosses from spas in eastern Serbia. *Arch. Biol. Sci., Belgrade*. 2012. Vol. 64(3). P. 917–925.
  34. Culicov O. A., Frontasyeva M. V., Steinnes E., Okina O. S., Santa Z., Todoran R. Atmospheric deposition of heavy metals around the lead and copper–zinc smelters in Baia Mare, Romania, studied by the moss biomonitoring technique, neutron activation analysis and flame atomic absorption spectrometry. *J. of Radioanalyt. and Nucl. Chem.* – 2002. Vol. 254(1). P. 109–115.
  35. Delfanti R., Papuccia U. C., Benco C. Mosses as indicators of radioactivity deposition around a coal-fired power station. *Sci. of the Total Environ.* 1999. Vol. 227. P. 49-56.
  36. Dilks T. J. K., Proctor M. C. F. Photosynthesis, respiration and water content in bryophytes. *New Phytologist*. 1979. Vol. 82. P. 97-114.
  37. Dimovska B., Šajn R., Stafilov T., Bačeva K., Tănăsălia C. Determination of atmospheric pollution around the thermoelectric power plant using a moss biomonitoring. *Air Qual. Atmos. Health*. 2014. Vol. 7. P. 541–557.
  38. Dragovich S., Mihailovich N. Analysis of mosses and topsoils for detecting sources of heavy metal pollution: multi-variant and enrichment factor analysis. *Environ. Monitoring and Assess.* 2009. Vol. 157. P. 383-390.
  39. Ermakova E.V., Frontasyeva M. V., Pavlov S. S., Povtireiko E. A., Steinnes E., Cheremisina Ye. N. Air pollution studies in central Russia (Tver and Yaroslavl Regions) using the moss biomonitoring technique and neutron activation analysis. *J. of Atmosph. Chem.* 2004. Vol. 49. P. 549–561.
  40. Fernandez C.C., Shevock R., Glaser N.A., Thompson J.N. Cryptic species within the cosmopolitan desiccation-tolerant moss *Grimmia laevigata*. *PNAS*. 2006. Vol. 103. P. 637–642.
  41. Fernández J. A., Puche F., Gimeno C., Carballeira A. Primeros datos sobre el biocontrol de la deposición atmosférica de metales pesados en las provincias de Valencia, Castellón y Teruel mediante musgos terrestres. *Ecología*. 1999. Vol. 13. P. 83-91.
  42. Figueira R., Sérgio C., Sousa A.J. Distribution of trace metals in moss biomonitors and assessment of contamination sources in Portugal. *Environ. Pollution*. 2002. Vol. 118. P. 153–163.
  43. Florek M., Mankovska B., Oszlanyi Y., Frontasyeva M.V., Ermakova E. , Pavlov S. S. The Slovak heavy metals survey by means the Bryophyte technique. *Ekológia* (Bratislava). 2007. Vol. 26, № 1. P. 99–114.
  44. Frontasyeva M.V., Nazarov V.M., Grass F. and Steinnes E.: Intercomparison of moss reference material by different multi-element techniques. *J. Radioanalyt. Nucl. Chem.* – 1995. Vol. 192(2). P. 371-379.
  45. Gjengedal E., Steinnes E. Uptake of metal ions in moss from artificial precipitation. *Environ. Monitoring and Assess.* 1990. Vol. 14. P. 77-87.
  46. Gonzalez A.G., Pokrovsky O.S. Metal adsorption on mosses: toward a universal adsorption model. *J. Colloid and Interface Science*. 2014. Vol. 415. P. 169-178.

47. Grodzinska K. Mosses as bioindicators of heavy metal pollution in Polish national parks. *Water, Air and Soil Pollution*. 1978. Vol. 9. P. 83-97.
48. Grünfeld K. Integrating spatio-temporal information in environmental monitoring data—a visualization approach applied to moss data. *Sci. of the Total Environ.* 2005. Vol. 347(1). P. 120-124.
49. Guillitte O., Brobant B., Garsia M.S. Use of mosses and lichens for the evaluation of radioactive fallout, deposits and flows under forest cover. *Mem. Soc. Royal Bot. Belg.* – 1990. Vol. 12. P. 89-99.
50. Guillitte O., Kirchmann R., Van Gelder E. and Hurtgen C. Radionuclides fallout on lichens and mosses and their leaching by rain in a forest ecosystem. *Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments*. Eds. G. Desmet, P. Nassimbeni, M. Belli. London-New York: Elsevier Applied Science, 1990. P. 110-117.
51. Harmens H., Mills G., Hayes F., Jones L., Norris D., Cooper D. ICP vegetation annual report 2008/2009. 2010. 144 p.
52. Harmens H., Norris D., Nemitz E. and participants of the European Moss Survey-2009. Spatial and temporal trends in heavy metal accumulation in mosses in the UK and Europe. CAPER-2009 – 34<sup>th</sup> Annual Meeting, Manchester, UK, 6-8 April 2009. [nora.necr.ac.uk/8674/2/HarmensN008674CP.pdf](http://nora.necr.ac.uk/8674/2/HarmensN008674CP.pdf).
53. Harmens, H., Norris, D. A., Steinnes, E., Kubin, E., Piispanen, J., Alber, R., et al. Mosses as biomonitors of atmospheric heavy metal deposition: spatial patterns and temporal trends in Europe. *Environ. Pollution*. 2010. Vol. 158. P. 3144–3156.
54. Harmens H., Norris D.A., Sharps K., Mills G., Alber R., Aleksiyenak Y., Blum O. et al. Heavy metal and nitrogen concentrations in mosses are declining across Europe whilst some “hotspots” remain in 2010. *Environ. Pollution*. 2015. Vol. 200. P. 93-104.
55. Hodgetts N.G., Söderström L., Blockeel T.L. et al. An annotated checklist of bryophytes of Europe, Macaronesia and Cyprus. *Journal of Bryology*. 2020. Vol. 41(2). P. 1-116.
56. Holy M., Pesch R., Schröder W., Harmens H. et al. First thorough identification of factors associated with Cd, Hg and Pb concentrations in mosses sampled in the European Surveys 1990, 1995, 2000 and 2005. *J. Atmos. Chem.* 2009. Vol. 63. P. 109–124.
57. Klos A., Czora M., Rajfur M., Waclawek M. Mechanisms for translocation of heavy metals from soil to epigeal mosses. *Water, Air and Soil Pollut.* 2012. Vol. 223. P. 1829-1836.
58. Klos A., Rajfur M., Waclawek M. Application of enrichment factor (EF) to the interpretation of results from the biomonitoring studies. *Ecol. Chem. and Engineerings*. 2011. Vol. 18(2). P. 171-183.
59. Klos A., Rajfur M., Waclawek M., Waclawek W., Frontasyeva M.V. and Pankratova J.S.: The influence of unidentified pollution sources on the irregularity of biomonitoring tests results. *Water, Air and Soil Pollut.* 2008. Vol. 191. P. 345-352.
60. Korzekwa S., Pankratova Y.S., Frontasyeva M.V. Air pollution studies in Opole region, Poland, using the moss biomonitoring technique and neutron activation analysis. *Proc. of ECOpole*. 2007. Vol. 1, № 1-2. P. 43-51.
61. Kosior G., Dołhańczuk-Śródka A., Ziembik Z., Brudzińska-Kosior A. Comparison of active and passive biomonitoring methods using moss *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt. as a bioindicator of radionuclides pollution of a heavily industrialized area in Upper Silesia (Poland). V Intern. Conf. on Environ. Protection «Terrestrial Radioisotopes in Environment», Veszprém, Hungary, 2016. Eds. T. Kovács, E. Tóth-Bodrogi, G. Bátor. Veszprém: Soc. Organization for Radioecol. Cleanliness, 2016. P. 105.
62. Koz B., Cevik U. Lead adsorption capacity of some moss species used for heavy metal analysis. *Ecological Indicators*. 2014. Vol. 36. P. 491-494.
63. Krzeslowska M., Rabeda I., Lewandowski M., Samardakiewicz S., Basinska A., Mellerowicz E.J., Woznyl A. Pb induces plant cell wall modifications – in particular – the increase of pectins able to bind metal ions level. E3S Web of Conference. 2013. Vol. 1. 26008.
64. Lazo P., Vasjari M., Frontasyeva M. et al. The study of atmospheric deposition of heavy metals in Tirana and Vlora cities, Albania, by active biomonitoring technique. *Fresenius Environ. Bull.* 2012. Vol. 21, № 8. P. 2170.
65. Liiv S., Kaasik M. Trace metals in mosses in the Estonian oil shale processing region. *J. of Atmosph. Chem.* 2004. Vol. 49. P. 563–578.
66. Little P., Martin M.H. Biological monitoring of heavy metal pollution. *Environ. Pollut.* – 1974. Vol. 6. P. 1-19.
67. Lucaciu A., Timofte L., Culicov O., Frontasyeva M.V., Oprea C., Cucuman S., Mocanu R., Steinnes E. Atmospheric deposition of trace elements in Romania studied by the moss biomonitoring technique. *J. of Atmosph. Chem.* 2004. Vol. 49. P. 533–548.
68. Maevskaya S.M., Kardash A.R., Demkiv O.T. Absorption of cadmium and lead ions by gametophyte of the moss *Plagiomnium undulatum*. *Russ. J. of Plant Physiol.* 2001. Vol. 48. P. 820-824.
69. Marinova S., Yurukova L., Frontasyeva M.V., Steinnes E., Strelkova L.P., Marinov A., Karadzhinova A.G. Air pollution studies in Bulgaria using the moss biomonitoring technique. *Ecol. Chem. and Engineerings*. 2010. Vol. 17, № 1. P. 37-52.
70. Markert B., Weckert V. Fluctuations of element concentrations during the growing season of *Polytrichum formosum*. *Water, Air and Soil Pollution*. 1989. Vol. 43. P. 177–189.
71. Meyer C., Diaz-de-Quijano M., Monna F. et al. Characterisation and distribution of deposited trace elements transported over long and intermediate distances in north-eastern France using *Sphagnum* peatlands as a sentinel ecosystem. *Atmosph. Environ.* 2015. Vol. 101. P. 286-293.
72. Monitoring of atmosphere deposition of heavy metals, nitrogen and pops in Europe using bryophytes [monitoring manual 2010 survey]. [icpvegetation.ceh.ac.uk/manuals/documents/UNECEHEAVYMETALSMOSSMANUAL.2010POPsadaptedfinal\\_220510\\_.pdf](http://icpvegetation.ceh.ac.uk/manuals/documents/UNECEHEAVYMETALSMOSSMANUAL.2010POPsadaptedfinal_220510_.pdf).
73. Motyka O., Macečkova B., Seidlerová J., Krejčí B. Novel technique of active biomonitoring introduced in the Czech Republic: bioaccumulation of atmospheric trace metals in two moss species. *GeoScience Engineering*. 2011. Vol. LVII, № 3. P. 30-36.
74. Nickel S., Hertel A., Pesch R., Schröder W., Steinnes E., Uggerud H.T. Correlating concentrations of heavy metals in atmospheric deposition with respective accumulation in moss and natural surface soil for ecological land classes in Norway between 1990 and 2010. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2014. DOI 10.1007/s11356-014-4018-x.

75. Nickel S, Schröder W, Wosniok W. et al. Modelling and mapping heavy metal and nitrogen concentrations in moss in 2010 throughout Europe by applying Random Forests models. *Atmosph. Environ.* 2017. Vol. 156. P. 146-159.
76. Nieme M., Piispanen J., Poikolainen J., Perämäki P. Preliminary study of the use of terrestrial moss (*Pleurozium schreberi*) for biomonitoring traffic-related Pt and Rh deposition. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 2007. Vol. 52. P. 347–354.
77. Økland T., Halvorsen R., Økland A., Steinnes E. Element concentrations in the boreal forest moss *Hylocomium splendens*: variation related to gradients in vegetation and local environmental factors. *Plant and Soil.* 1999. Vol. 209. P. 71–83.
78. Poikolainen J. Mosses, epiphytic lichens and tree bark as biomonitors for air pollution – specifically for heavy metals in regional surveys. Oulu: Oulun Yliopisto, 2004. 64 p.
79. Poikolainen J., Kubin E., Piispanen J., Karhu J. Atmospheric heavy metal deposition in Finland during 1985–2000 using mosses as bioindicators. *Sci. of the Total Environ.* 2004. Vol. 318. P. 171–185.
80. Popović D., Todorović D., Ajtic J., Nikolić J. Active biomonitoring of air radioactivity in urban areas. *Nucl. Technology and Radiation Protection.* 2002. №2. P. 100-103.
81. Popović D., Todorović D., Frontasyeva M., Ajtic J., Tasic M. and Rajsie S. Radionuclides and heavy metals in Borovač, Southern Serbia. *Environ. Sci. Pollut. Res.* – 2008. Vol. 15. P. 509-520.
82. Proctol M. C. F., & Tuba Z. Poikilohydry and homoi-hydry: antithesis or spectrum of possibilities? *New Phytologist.* 2002. Vol. 156(3). P. 327–349.
83. Radziemska M., Mazur Z., Bes A., Majewski G., Guziatin Z. M., Brtnicky M. Using mosses as bioindicators of potentially toxic element contamination in ecologically valuable areas located in the vicinity of a road: a case study. *Environ. Research and Public Health.* 2019. Vol. 16. P. 3963-3975.
84. Rahman U., Awan M. A., Hassan S. T., & Khattak M. Mosses as indicators of atmospheric pollution of trace metals (Cd, Cu, Mn, Pb and Zn) in the vicinity of coal-fired brick kilns in north-eastern suburbs of Islamabad, Pakistan. *J. of Radioanalyt. and Nuclear Chem.* 2000. Vol. 246(2). P. 331–336.
85. Rosman K.J., Ly Ch., Steinnes E. Spatial and temporal variation in isotopic composition of atmospheric lead in Norwegian moss. *Environ. Sci. and Technology.* 1998. Vol. 32. P. 2542-2546.
86. Šakalys J., Kvietkus K., Sucharová J., Suchara I., Valiulis D. Changes in total concentrations and assessed background concentrations of heavy metals in moss in Lithuania and the Czech Republic between 1995 and 2005. *Chemosphere.* 2009. Vol. 76. P. 91–97.
87. Sassmann S., Wernitznig S., Lichtscheidl I.K., Lang I. Comparing copper resistance in two bryophytes: *Mielichhoferia elongata* Hornst. Versus *Physcometria patens* Hedw. *Protoplasma.* 2010. Vol. 246. P. 119-123.
88. Sawidis T., Tsikritzis L., Tsigaridas K. Cesium-137 monitoring using mosses from W. Macedonia, N. Greece. *J. of Environ. Management.* 2009. Vol. 90. P. 2620–2627.
89. Schintu M., Cogoni A., Durante L., Cantaluppi C., Contu A.. Moss (*Bryum radiculosum*) as a bioindicator of trace metal deposition around an industrialised area in Sardinia (Italy). *Chemosphere.* 2005. Vol. 60. P. 610–618.
90. Schofield, W. B. Ecological significance of morphological characters in the moss gametophyte. *Bryologist.* 1981. Vol. 84(2). P. 149–165.
91. Schröder W., Holy M., Pesch R., Harmens H. et al. Are cadmium, lead and mercury concentrations in mosses across Europe primarily determined by atmospheric deposition of these metals? *J. Soils Sediments.* 2010. Vol. 10. P. 1572–1584.
92. Schröder W., Nickel S., Schönrock S. et al. Bioindication and modelling of atmospheric deposition in forests enable exposure and effect monitoring at high spatial density across scales. *Annals of Forest Science.* 2017. Vol. 74. P. 31.
93. Shakya K., Chetti M.K., Sawidis T. Impact of heavy metals (copper, zinc, and lead) on the chlorophyll content of some mosses. *Arch. Environ. Contam. Toxicology.* 2008. Vol. 54. P. 412-421.
94. Shaw A. J., Goffinet B. Bryophyte biology. Cambridge: Cambridge University Press, 2000. 348 p.
95. Smirnov L.I., Frontasyeva M. V., Steinnes E., Lyapunov S. M., Cherchintsev V. D., Romanov S. A. et al. Multidimensional statistical analysis of the concentration of heavy metals and radionuclides in moss and soil in Southern Urals. *Atomic Energy.* 2004. Vol. 97(1). P. 510–515.
96. Špirić Z., Ivana Vučković I., Stafilov T., Kušan V., Frontasyeva M. Air pollution study in Croatia using moss biomonitoring and ICP–AES and AAS analytical techniques. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 2013. Vol. 65. P. 33–46.
97. Stankovic J.D., Sabovljevic A.D., Sabovljevic M.S. Bryophytes and heavy metals: a review. *Acta Bot. Croat.* 2018. Vol. 77(2). P. 109-118.
98. State G., Popescu I. V., Radulescu C., Macris C., Stihl C., Gheboianu A., Dulama I., Nițescu O. Comparative studies of metal air pollution by atomic spectrometry techniques and biomonitoring with moss and lichens. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 2012. Vol. 89. P. 580–586.
99. State of the terrestrial environment in the joint Finnish, Norwegian and Russian border area on the basis of bioindicators. *Final technical report of the Pasvik Environment Monitoring Programme.* Eds. Rautio P., Poikolainen J. Kopijyvä Oy, Kuopio, 2014. 17 p.
100. Suchara I., Maňkovská, B., Sucharová, J., Florek, M., Godzik, B., Rabnecz, G., et al. Mapping of main sources of pollutants and their transport in the Visegrad space. Part II: fifty three elements. Project 11007-2006-IVF. Zvolen: KLEMO spol. s r.o., 2007. 213 p.
101. Sucharová J., Suchara I., Holá M., Reimann C. Contemporary lead concentration and stable lead isotope ratio distribution in forest moss across the Czech Republic. *Applied Geochem.* 2014. Vol. 40. P. 51–60.
102. Sun S. Q., He M., Cao T., Zhang Y.C., Han W. Response mechanisms of antioxidants in bryophyte *Hypnum plumaeforme* under the stress of single or combined Pb and/or Ni. *Environ. Monitoring and Assess.* 2009. Vol. 149. P. 291–302.
103. Szarek-Lukaszewska G., Grodzinska K., Braniewski S. Heavy metal concentration in the moss *Pleurozium schreberi* in the Niepolomice forest, Poland: changes during 20 years. *Environ. Monitoring and Assess.* 2002. Vol. 79. P. 231–237.
104. Tamm C.O. Growth, yield and nutrition in carpets of a forest moss (*Hylocomium splendens*). *Meddelanden Fran Statens Skogsforskningsinstitut.* 1953. Vol. 43. P. 1-140.

105. Tipping E., Vincent C.D., Lawlor A.J., Loftis S. Metal accumulation by stream bryophytes, related to chemical speciation. *Environ. Pollution*. 2008. Vol. 156. P. 936-943.

106. Tyler G. AA or ICP – Which do you choose? 1991. <http://www.varianinc.com/media/sci/apps/icpes003.pdf>.

107. Ugur B., Ozden M.M., Yener G.. Biomonitoring of  $^{210}\text{Po}$  and  $^{210}\text{Pb}$  using lichens and mosses around a uraniferous coal-fired power plant in western Turkey. *Atmosph. Environ.* 2003. Vol. 37. P. 2237–2245.

108. Vukojević V., Sabovlević M., Sabovlević A., Mihailović N., Džarić G., and Vučinić Ž. Determination of heavy metal deposition in the country Obrenovac (Serbia) using mosses as bioindicators. IV. Manganese (Mn), molybdenum (Mo), and nickel (Ni). *Arch. Biol. Sci.*, Belgrade. 2009. Vol. 61(4). P. 835-845.

109. Wang Q., Wu N., Luo P., Yi Sh., Bao W., Shi F. Growth rate of mosses and their environmental determinants in subalpine coniferous forests and clear-cuts at the eastern edge of the Qinghai-Tibetan Plateau, China. *Front. For. China*. 2008. Vol. 3(2). P. 171-176.

110. Wells J.M., Brown D.H., Beckett R.P. Kinetic analysis of Cd uptake in Cd-tolerant and intolerant populations of the moss *Rhytidiadelphus squarrosus* (Hedw.) Warnst. and the lichen *Peltigera membranacea* (Ach.) Nyl. *New Phytologist*. 1995. Vol. 129. P. 477-486.

111. Wolterbeek H. Th., Kuik R., Verburg T. G.. Moss interspecies comparison in trace element concentration. *Environ. Monitoring and Assess.* 1995. Vol. 35. P. 263-286.

112. Yurukova, L., Tsakiri, E., & Cayir, A. Cross-border response of moss, *Hypnum cupressiforme* Hedw., to atmospheric deposition in southern Bulgaria and northeastern Greece. *Bull. of Environ. Contamin. and Toxicol.* 2009. Vol. 83. P. 174–179.

113. Zechmeister H.G., Dirnbock T., Hüber K., Mirtl M. Assessing airborne pollution effects on bryophytes-lessons learned through long-term integrated monitoring in Austria. *Environ. Pollution*. 2007. Vol. 147. P. 696. – 705.

114. Zechmeister H.G., Grodzinska K., Szarek-Lukaszewska G. Chapter 10. Bryophytes. Bioindicators and Biomonitor (Principles, concepts and applications) (Trace Metals and other Contaminants in the Environment. Oxford: Elsevier Applied Science. 2003. P. 329-375.

115. Zvereva E.L., Kozlov M.V. Impact of industrial pollutants on bryophytes: meta-analysis of observational studies. *Water, Air and Soil Pollution*. 2011. Vol. 218. P. 573-586.

## References

1. Krasnov, V.P., Orlov, O.O., Kurbet, T.V. (2006), *Radioactivity after nuclear explosions and accidents: proc. of Intern. conf. (Moscow, 2005, December 5-6)*. Vol. 3. Spb.: Hydrometeoizdat. P. 103–108.
2. Orlov, A.A., Krasnov, V.P. (2002), *Herald of National Nucl. Center of Republic of Kazakhstan* 3. Radioecology. Environmental protection. Semipalatinsk. P. 45-54.
3. Sobchenko, V.A. (2001), Collection of sci. work of Biol. Dep. of Gomel State Univ. Gomel: GSU. P. 264-273.
4. Sobchenko, V.A., Khranchenkova O.M. (2002), *Problems of ecology of Belorussian Polesye: collection of sci. work*, 2. Gomel: GSU. P. 181-187.
5. Tiutiunnik, Yu.G., Blum, O.B., Shabatura, A.V. (2005), *Geography and Natural Resources*. 1: 138-146.
6. Tiutiunnik, Yu.G., Blum, O.B. (2017), *Proc. of Russ. sci. conf. «Monitoring of state and environmental pollution. The main results and ways of development»* (Moscow, March, 20-22, 2017 r.). – M.: FGBU. P. 618-619.
7. Shabatura, A.V., Blum, O.B., Tiutiunnik, Yu.G. (2018), *Biosphere*, 10(1): 23-35.
8. An elementary overview of elemental analysis. AAS, GFAAS, ICP or ICP-MS? Which technique should I use? <[www.thermo.com/eThermo/CMA/PDFs/.../articlesFile\\_18407.pdf](http://www.thermo.com/eThermo/CMA/PDFs/.../articlesFile_18407.pdf)>.
9. Angelovska, S., Stafilov, T., Balabanova, B., Sajin, R., Baceva, K. (2014), *Modern Chemistry & Applications*, 2, iss. 1. 1000123.
10. Anicic, M., Frontasyeva, M., Tomasevich, M., Popovic, A. (2007), *Environ. Monitoring and Assess.*, 129(1-3): 207-219.
11. Anicic, M., Frontasyeva, M., Tomasevich, M., Rajsik, S., Strelkova, L.P., Popovic, A., Steinnes, E. (2009), *Environ. Chem. Letters*, 7(1): 55-60.
12. Astel, A., Astel, K., & Biziuk, M. (2008), *Environ. Sci. and Pollution Research*, 15(1): 41–50.
13. Bačeva, K., Stafilov, T., Šajn, R., Tanaselia, C. (2013), *Environ. Sci. and Pollution Research*. DOI 10.1007/s11356-013-1845-0.
14. Bargagli, R., Brown, D. H. & Nelli, L. (1995), *Environ. Pollution*, 89: 169–175.
15. Basile, A., Sorbo, S., Aprile, G., Conte, B., Cobianchi, R.C. (2008), *Environ. Pollution*, 151(2): 401-407.
16. Basile, A., Sorbo, S., Aprile, G., Conte, B., Cobianchi, R.C., Pisani, T., Loppi, S. (2009), *Environ. Pollution*, 157: 2255-2260.
17. Basile, A., Sorbo, S., Pisani, T., Paoli, L., Munzi, S., Loppi, S. (2012), *Environ. Pollution*, 166: 208-211.
18. Bates, J.W., Bakken, S. (1998), Nutrient retention, desiccation and redistribution in mosses. *Bryology in the Twenty-first Century* / Eds. J.W. Bates, N.W. Ashton, J.G. Duckett. Leeds: Maney Publishers and BBS: 293-304.
19. Berg, T., Steinnes, E. (1997), *Environ. Pollution*, 98: 61-71.
20. Blagnyte, R., Paliulis, D. (2020), *Environ. Research, Engineering and Management*, 4(54): 26-33.
21. Boquete, M.T., Fernández, J.A., Aboal, J.R., Carbal-leira, A. (2011), *Atmospheric Environ.*, 45: 2704–2710.
22. Bringmark, L., Lundin, L., Augustaitis, A., Beudert, B. et al. (2013), *Water, Air and Soil Pollut.*, 224: 1502.
23. Bykowszczenko, N., Baranowska-Bosiacka, I., Bosiacka, B., Kaczmarek, A., Chlubek, D. (2006), *Polish J. Environ. Studies.*, 15(1): 41-46.
24. Ceburnis, D., Rühling, Å., Kvietskus, K. (1997), *Environ. Monitoring and Assess.*, 47: 135–152.
25. Ceburnis, D., Sakalys, J., Armolaitis, K., Valiulis, D., Kvietskus, K. (2002), *Atmospheric Environ.*, 36: 1465-1474.
26. Ceburnis, D., Valiulis, D. (1999), *Sci. of the Total Environ.*, 226: 247-253.
27. Cenci, R.M., Sena, F., Bergonzoni, M., Simonazzi, N., Meglioli, E., Canovi, L. et al. (2003), *9-th Intern. Waste Management and Landfill Symp.* Sardinia: 12-22.
28. Chakraborty, S., Paratkar, G.T. (2006), *Aerosol and Air Quality Research*, 6: 247-258.
29. Choudhuri, S., Panda, S.K. (2005), *Water, Air and Soil Pollution*, 167: 73-90.

30. Coşkun, M., Frontasyeva, M. V., Steinnes, E., Cotuk, A. Y., Pavlov, S. S., Coskun, M. et al. (2005), *Bull. of Environ. Contamination and Toxicology*, 74: 201–209.
31. Coşkun, M., Yurukova, L., Çayır, A., Coşkun, M., & Gecheva, G. (2009), *Environ. Monitoring and Assess.*, 157: 529–537.
32. Couto, J. A., Fernández, J. A., Aboal, J. R., Carballeira, A. (2005), *Sci. of the Total Environ.*, 324: 211–222.
33. Čučulović, A., Sabovljević, C.R., Veselinović, D. (2012), *Arch. Biol. Sci., Belgrade*, 64(3): 917–925.
34. Culicov, O. A., Frontasyeva, M. V., Steinnes, E., Okina, O. S., Santa, Z., Todoran, R. (2002), *J. of Radioanalyt. and Nucl. Chem.*, 254(1): 109–115.
35. Delfanti, R., Papuccia, U. C., Benco, C. (1999), *Sci. of the Total Environ.*, 227: 49–56.
36. Dilks, T. J. K., Proctor, M. C. F. (1979), *New Phytologist*, 82: 97–114.
37. Dimovska, B., Šajn, R., Stafilov, T., Bačeva, K., Tănăsolia, C. (2014), *Air Qual. Atmos. Health*, 7: 541–557.
38. Dragovich, S., Mihailovich, N. (2009), *Environ. Monitoring and Assess.*, 157: 383–390.
39. Ermakova, E.V., Frontasyeva, M. V., Pavlov, S. S., Povtireiko, E. A., Steinnes, E., Cheremisina, Ye. N. (2004), *J. of Atmosph. Chem.*, 49: 549–561.
40. Fernandez, C.C., Shevock, R., Glaser, N.A., Thompson, J.N. (2006), *PNAS*, 103: 637–642.
41. Fernández, J. A., Puche, F., Gimeno, C., Carballeira, A. (1999), *Ecología*, 13: 83–91.
42. Figueira, R., Sérgioa, C., Sousa, A.J. (2002), *Environ. Pollution*, 118: 153–163.
43. Florek, M., Mankovska, B., Oszlanyi, Y., Frontasyeva, M.V., Ermakova, E., Pavlov, S. S. (2007), *Ekológia (Bratislava)*, 26, № 1: 99–114.
44. Frontasyeva, M.V., Nazarov, V.M., Grass, F., Steinnes, E. (1995), *J. Radioanalyt. Nucl. Chem.*, 192(2): 371–379.
45. Gjengedal, E., Steinnes, E. (1990), *Environ. Monitoring and Assess.*, 14: 77–87.
46. Gonzalez, A.G., Pokrovsky, O.S. (2014), *J. Colloid and Interface Science*, 415: 169–178.
47. Grodzinska, K. (1978), *Water, Air and Soil Pollution*, 9: 83–97.
48. Grünfeld, K. (2005), *Sci. of the Total Environ.*, 347(1): 120–124.
49. Guillitte, O., Brobant, B., Garsia, M.S. (1990), *Mem. Soc. Royal Bot. Belg.*, 12: 89–99.
50. Guillitte, O., Kirchmann, R., Van Gelder, E., Hurtgen, C. (1990), Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments. Eds. G. Desmet, P. Nassimbeni, M. Belli. London-New York: Elsevier Applied Science: 110–117.
51. Harmens, H., Mills, G., Hayes, F., Jones, L., Norris, D., Cooper, D. (2010), *ICP vegetation annual report 2008/2009*. 144 p.
52. Harmens, H., Norris, D., Nemitz, E. and participans of the European Moss Survey-2009 (2009), Spatial and temporal trends in heavy metal accumulation in mosses in the UK and Europe. *CAPER-2009 – 34<sup>th</sup> Annual Meeting*, Manchester, UK, 6–8 April 2009. [nora.necr.ac.uk/8674/2/HarmensN008674CP.pdf](http://nora.necr.ac.uk/8674/2/HarmensN008674CP.pdf).
53. Harmens, H., Norris, D. A., Steinnes, E., Kubin, E., Piispanen, J., Alber, R., et al. (2010), *Environ. Pollution*, 158: 3144–3156.
54. Harmens, H., Norris, D.A., Sharps, K., Mills, G., Alber, R., Aleksiyenak, Y., Blum, O. et al. (2015), *Environ. Pollution*, 200: 93–104.
55. Hodgetts, N.G., Söderström, L., Blockeel, T.L. et al. (2020), *Journal of Bryology*, 41(2): 1–116.
56. Holy, M., Pesch, R., Schröder, W., Harmens, H. et al. (2009), *J. Atmos. Chem.*, 63: 109–124.
57. Kłos, A., Czora, M., Rajfur, M., Waclawek, M. (2012), *Water, Air and Soil Pollut.*, 223: 1829–1836.
58. Kłos, A., Rajfur, M., Waclawek, M. (2011), *Ecol. Chem. and Engineerings*, 18(2): 171–183.
59. Kłos, A., Rajfur, M., Waclawek, M., Waclawek, W., Frontasyeva, M.V., Pankratova, Y.S. (2008), *Water, Air and Soil Pollut.*, 191: 345–352.
60. Korzekwa, S., Pankratova, Y.S., Frontasyeva, M.V. (2007), *Proc. of ECOpole*, 1, № 1–2: 43–51.
61. Kosior, G., Dolhańczuk-Śródka, A., Ziembik, Z., Brudzińska-Kosior, A. (2016), *V Intern. Conf. on Environ. Protection «Terrestrial Radioisotopes in Environment»*, Veszprém, Hungary, 2016. Eds. T. Kovács, E. Tóth-Bodrogi, G. Bátor. Veszprém: Soc. Organization for Radioecol. Cleanliness, 2016. P. 105.
62. Koz, B., Cevik, U. (2014), *Ecological Indicators*, 36: 491–494.
63. Krzeslowska, M., Rabeda, I., Lewandowski, M., Samardakiewicz, S., Basinska, A., Mellerowicz, E.J., Woznyl, A. (2013), E3S Web of Conference, 1. 26008.
64. Lazo, P., Vasjari, M., Frontasyeva, M. et al. (2012), *Fresenius Environ. Bull.*, 21: 2170.
65. Liiv, S., Kaasik, M. (2004), *J. of Atmosph. Chem.*, 49: 563–578.
66. Little, P., Martin, M.H. (1974), *Environ. Pollut.*, 6: 1–19.
67. Lucaciu, A., Timofte, L., Culicov, O., Frontasyeva, M.V., Oprea, C., Cucuman, S., Mocanu, R., Steinnes, E. (2004), *J. of Atmosph. Chem.*, 49: 533–548.
68. Maevskaya, S.M., Kardash, A.R., Demkiv, O.T. (2001), *Russ. J. of Plant Physiol.*, 48: 820–824.
69. Marinova, S., Yurukova, L., Frontasyeva, M.V., Steinnes, E., Strelkova, L.P., Marinov, A., Karadzhinova, A.G. (2010), *Ecol. Chem. and Engineerings*, 17, № 1: 37–52.
70. Markert, B., Weckert, V. (1989), *Water, Air and Soil Pollution*, 43: 177–189.
71. Meyer, C., Diaz-de-Quijano, M., Monna, F. et al. (2015), *Atmosph. Environ.*, 101: 286–293.
72. Monitoring of atmosphere deposition of heavy metals, nitrogen and pops in Europe using bryophytes [monitoring manual 2010 survey]. [http://icpvegetation.ceh.ac.uk/manuals/documents/UNECEHEAVYMETALSMOSSMANUAL2010POPSadaptedfinal\\_220510\\_.pdf](http://icpvegetation.ceh.ac.uk/manuals/documents/UNECEHEAVYMETALSMOSSMANUAL2010POPSadaptedfinal_220510_.pdf).
73. Motyka, O., Macečkova, B., Seidlerová, J., Krejčí, B. (2011), *GeoScience Engineering*, LVII, № 3: 30–36.
74. Nickel, S., Hertel, A., Pesch, R., Schröder, W., Steinnes, E., Uggerud, H.T. (2014), *Environ. Sci. Pollut. Res.*, DOI 10.1007/s11356-014-4018-x.
75. Nickel, S., Schröder, W., Wosniok, W. et al. (2017), *Atmosph. Environ.*, 156: 146–159.

76. Nieme, M., Piispanen, J., Poikolainen, J., Perämäki, P. (2007), *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 52: 347–354.
77. Økland, T., Halvorsen, R., Økland, A., Steinnes, E. (1999), *Plant and Soil*, 209: 71–83.
78. Poikolainen, J. (2004), Mosses, epiphytic lichens and tree bark as biomonitors for air pollution – specifically for heavy metals in regional surveys. Oulu: Oulun Yliopisto, 64 p.
79. Poikolainen, J., Kubin, E., Piispanen, J., Karhu, J. (2004), *Sci. of the Total Environ.*, 318: 171–185.
80. Popović, D., Todorović, D., Ajtic, J., Nikolić, J. (2002), *Nucl. Technology and Radiation Protection*, 2: 100–103.
81. Popović, D., Todorović, D., Frontasyeva, M., Ajtic, J., Tasic, M., Rajsie, S. (2008), *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 15: 509–520.
82. Proctol, M. C. F., Tuba, Z. (2002), *New Phytologist*, 156(3): 327–349.
83. Radziemska, M., Mazur, Z., Bes, A., Majewski, G., Guziatin, Z. M., Brtnicky, M. (2019), *Environ. Research and Public Health*, 16: 3963–3975.
84. Rahman, U., Awan, M. A., Hassan, S. T., Khattak, M. M. (2000), *J. of Radioanalyt. and Nuclear Chem.*, 246(2): 331–336.
85. Rosman, K.J., Ly, Ch., Steinnes, E. (1998), *Environ. Sci. and Technology*, 32: 2542–2546.
86. Sakalys, J., Kvietkus, K., Sucharová, J., Suchara, I., Valiulis, D. (2009), *Chemosphere*, 76: 91–97.
87. Sassmann, S., Wernitznig, S., Lichtscheidl, I.K., Lang, I. (2010), *Protoplasma*, 246: 119–123.
88. Sawidis, T., Tsikritzis, L., Tsigaridas, K. (2009), *J. of Environ. Management*, 90: 2620–2627.
89. Schintu, M., Cogoni, A., Durante, L., Cantaluppi, C., Contu, A. (2005), *Chemosphere*, 60: 610–618.
90. Schofield, W. B. (1981), *Bryologist*, 84(2): 149–165.
91. Schröder, W., Holy, M., Pesch, R., Harmens, H. et al. (2010), *J. Soils Sediments*, 10: 1572–1584.
92. Schröder, W., Nickel S., Schönrock S. et al. (2017), *Annals of Forest Science*, 74: 31.
93. Shaky, K., Chetti, M.K., Sawidis, T. (2008), *Arch. Environ. Contam. Toxicology*, 54: 412–421.
94. Shaw, A. J., Goffinet, B. (2000), *Bryophyte biology*. Cambridge: Cambridge University Press. 348 p.
95. Smirnov, L.I., Frontasyeva, M. V., Steinnes, E., Lyapunov, S. M., Cherchintsev, V. D., Romanov, S. A. et al. (2004), *Atomic Energy*, 97(1): 510–515.
96. Špirić, Z., Vučković, I., Stafilov, T., Kušan, V., Frontasyeva, M. (2013), *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 65: 33–46.
97. Stankovic, J.D., Sabovljevic, A.D., Sabovljevic, M.S. (2018), *Acta Bot. Croat.*, 77(2): 109–118.
98. State, G., Popescu, I. V., Radulescu, C., Macris, C., Stih, C., Gheboianu, A., Dulama, I., Nițescu, O. (2012), *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 89: 580–586.
99. State of the terrestrial environment in the joint Finnish, Norwegian and Russian border area on the basis of bioindicators (2014). Final technical report of the Pasvik Environment Monitoring Programme. Eds. Rautio P., Poikolainen J. Kopijyvä Oy, Kuopio. 17 p.
100. Suchara, I., Maňkovská, B., Sucharová, J., Florek, M., Godzik, B., Rabnecz, G. et al. (2007), Mapping of main sources of pollutants and their transport in the Visegrad space. Part II: fifty three elements. Project 11007-2006-IVF. Zvolen: KLEMO spol. s r.o. 213 p.
101. Sucharova, J., Suchara, I., Holá, M., Reimann, C. (2014), *Applied Geochem.*, 40: 51–60.
102. Sun, S. Q., He, M., Cao, T., Zhang, Y.C., Han, W. (2009), *Environ. Monitoring and Assess.*, 149: 291–302.
103. Szarek-Lukaszewska, G., Grodzinska, K., Braniewski, S. (2002), *Environ. Monitoring and Assess.*, 79: 231–237.
104. Tamm, C.O. (1953), *Meddelanden Fran Statens Skogsforskningsinstitut*, 43: 1–140.
105. Tipping, E., Vincent, C.D., Lawror, A.J., Lofts, S. (2008), *Environ. Pollution*, 156: 936–943.
106. Tyler, G. (1991), AA or ICP – Which do you choose?. <http://www.varianinc.com/media/sci/apps/icpes003.pdf>.
107. Ugur, B., Ozden, M.M., Yener, G. (2003), *Atmosph. Environ.*, 37: 2237–2245.
108. Vukojević, V., Sabovlević, M., Sabovlević, A., Mihailović, N., Dražić, G., Vućinić, Ž. (2009), *Arch. Biol. Sci., Belgrade*, 61(4): 835–845.
109. Wang, Q., Wu, N., Luo, P., Yi, Sh., Bao, W., Shi, F. (2008), *Front. For. China*, 3(2): 171–176.
110. Wells, J.M., Brown, D.H., Beckett, R.P. (1995), *New Phytologist*, 129: 477–486.
111. Wolterbeek, H. Th., Kuik, R., Verburg, T. G. (1995), *Environ. Monitoring and Assess.*, 35: 263–286.
112. Yurukova, L., Tsakiri, E., Cayir, A. (2009), *Bull. of Environ. Contamin. and Toxicol.*, 83: 174–179.
113. Zechmeister, H.G., Dirnbock, T., Hüber, K., Mirtl, M. (2007), *Environ. Pollution*, 147: 696. – 705.
114. Zechmeister H.G., Grodzinska K., Szarek-Lukaszewska G. (2003), Chapter 10. Bryophytes. Bioindicators and Biomonitors. Eds. B.A. Markert, A.M. Breure & H.G. Zechmeister. Oxford: Elsevier Applied Science. P. 329–375.
115. Zvereva, E.L., Kozlov, M.V. (2011), *Water, Air and Soil Pollution*, 218: 573–586

#### BRYOPHYTES AS TEST-OBJECTS OF BRYOGEOCHEMICAL INDICATION OF ATMOSPHERIC FALLOUTS OF HEAVY METALS AND RADIONUCLIDES IN THE ENVIRONMENT OF EUROPE. ANALYTICAL REVIEW

O. Orlov

O. Orlov, PhD. State Institution «The Institute of Environmental Geochemistry of National Academy of Sciences of Ukraine», ORCID: 0000-0003-2923-5324 orlov.botany@gmail.com

The review presents the analysis of publications dedicated to problems of using of Bryobionta representatives for bryogeochemical indication and biomonitoring of heavy metals and radionuclides in the environment. Taxonomic structure of Bryobionta is briefly observed, three divisions of Bryobionta are elucidated – Anthocerotophyta, Marchantiophyta and Bryophyta. It is concluded that the most suitable moss species for biomonitoring of

heavy metals and radionuclides are representatives from division Bryophyta, such as *Hylocomium splendens*, *Pleurozium schreberi*, *Hypnum cupressiforme*, *Scleropodium purum*. The mosses have been successfully used in biomonitoring of atmospheric fallout of heavy metals in the environment in Europe for 25 years. A special system of monitoring on their basis is applied in 28 countries of the continent. For the most important moss species used as test-objects of biomonitoring, significant width of their geographic distribution is shown as well as distribution on different substrates of growth (epigeious, epiphytic, epilytic). The main biological peculiarities of mosses which allow to use them for purposes of biomonitoring of heavy metals and radionuclides have been analyzed, i.e. absence of roots, that permits them to derive the main part of nutrients (and pollutants) directly from aerial fallouts – dry (dust) and wet (rain, snow), and high cation exchange capacity of their cell membranes. The most important anatomical and morphological features of three moss groups (endohydritic, ectohydritic, mixohydritic) are briefly reported, and a conclusion about the best suitability of ectohydritic moss species for bryogeochemical indication and biomonitoring of pollutants is made. Results of numerous biomonitoring studies conducted with using of widely distributed moss species in Europe in nature and anthropogenic biogeocenoses are demonstrated. Criteria to mosses as test-objects of bryogeochemical indication and biomonitoring are briefly reported. Physiological adaptations of mosses to stress emerging due to intake of significant concentrations of heavy metals to their phytomass are generalized. Requirements to sampling of moss cover for purposes of bryogeochemical indication and biomonitoring of pollutants are reported. Perspective moss species as test-objects of environmental pollution by heavy metals and radionuclides are proposed for different natural zones of Ukraine: for Polissya zone – *Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*, for Forest-Steppe zone – *Hypnum cupressiforme*, for Steppe zone – *Tortula muralis* and *Bryum argenteum*.

**Keywords:** pollution, biomonitoring, bryogeochemical indication, mosses, test-objects, heavy metals, radionuclides.