

Article ID: 202952
DOI: 10.5586/wb/202952

Publication History

Received: 2025-01-22
Accepted: 2025-03-14
Published: 2025-06-25

Handling Editor

Katarzyna Szczepańska; Wrocław University of Environmental and Life Sciences, Wrocław, Poland; <https://orcid.org/000-0002-7752-3024>

Authors' Contributions

DK: Research concept and design; DK, ES: Writing the article; DK, ES: Final approval of the article

Funding

Research financed from the funds for statutory activities of the Faculty of Biology and Biotechnology of the University of Warmia and Mazury in Olsztyn.

Competing Interests

No competing interests have been declared.

Copyright Notice

© The Author(s) 2025. This is an open access article distributed under the terms of the [Creative Commons Attribution License](#), which permits redistribution, commercial and noncommercial, provided that the article is properly cited.

REVIEW

Nieustający czar „skali porostowej”

Dariusz Kubiak*, Ewa Sucharzewska 

Wydział Biologii i Biotechnologii, Katedra Mikrobiologii i Mykologii, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, Polska

* To whom correspondence should be addressed. Email: darkub@uwm.edu.pl

Streszczenie

W pracy omówiono historię powstania skali porostowej Hawkswortha i Rose'a (1970), która odegrała w Europie bardzo istotną rolę w rozwoju badań bioindykacyjnych i monitorowaniu zanieczyszczeń atmosferycznych. Skala ta została stworzona do oceny zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem siarki w okresie, w którym jego stężenia osiągały niespotykane dziś wartości. W związku ze znaczną poprawą jakości powietrza i wyraźnym spadkiem wartości stężeń SO_2 w minionych latach (poniżej przyjętego w skali dolnego progu wrażliwości porostów, tj. $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$), dalsze stosowanie tego narzędzia (zgodnie z założeniami przyjętymi przez jej autorów) nie znajduje jednak uzasadnienia. W pracy zwrócono uwagę na istnienie innych procedur oceny jakości powietrza atmosferycznego (lub szerzej – środowiska), opartych o wskaźniki różnorodności porostów (np. Lichen Diversity Value – LDV). Mimo że narzędzia te nie pozwalają identyfikować konkretnych zagrożeń (zarówno w wymiarze jakościowym jak i ilościowym), wydają się być równie atrakcyjne i wartościowe jak skala porostowa, a co najważniejsze – odpowiadają na najbardziej aktualne problemy środowiskowe.

Słowa kluczowe

porosty; bioindykacja; dwutlenek siarki; różnorodność gatunkowa; nowe podejście badawcze

1. Wprowadzenie

Pomimo intensywnego rozwoju w ostatnich dekadach biologii eksperymentalnej i upowszechnienia się w metodycie badań naukowych technik molekularnych biologiczne metody oceny stanu środowiska (bioindykacja) stanowią nadal istotną część podejmowanych badań, odgrywając kluczową rolę w monitoringu i waloryzacji środowiska (Dynowska & Ciecierska, 2013). Szeroko rozumiana bioindykacja nabiera szczególnego znaczenia w kontekście wielu współczesnych problemów ekologicznych, w tym identyfikacji obecnych i przyszłych zagrożeń zdrowia i życia ludzi (Chaudhuri & Roy, 2024; Multisanti et al., 2022). Nieustająca popularność tej grupy metod wynika między innymi z szerokiego zakresu możliwych do oceny zmian środowiskowych, różnorodności dostępnych metod i procedur badawczych, szerokiej gamy wykorzystywanych bioindykatorów oraz ze specyfiki otrzymywanych ostatecznie informacji. W porównaniu do pomiarów fizykochemicznych, bioindykacja jest generalnie metodą tańszą, prostszą i łatwiejszą do zastosowania, a uzyskane w jej wyniku dane, choć mniej dokładne, stanowią bezpośrednią informację o reakcji wskaźnika (żywego

organizmu) na zaistniałe, często długofalowe zmiany (Nodzyńska et al., 2014; Zimny, 2006). Mimo że bioindykacja daje nam nieco uogólniony obraz rzeczywistości, uzyskane w jej wyniku dane są przystępne i zrozumiałe dla szerokiego grona odbiorców. Poza tym, stosowane w niej procedury można stosunkowo łatwo modyfikować i adaptować, na przykład do specyfiki lokalnych uwarunkowań środowiskowych, wiedzy i doświadczenia osoby realizującej badania, itp. Należy jednak pamiętać, że przyjęta w ramach danego procesu badawczego procedura jest tylko narzędziem w rękę badacza. Jego użytkownik powinien dysponować podstawową wiedzą o możliwościach i ograniczeniach oraz warunkach jego zastosowania. W przypadku procedury bioindykacyjnej należy zwrócić uwagę na właściwy, dostosowany do określonego celu badań dobór wskaźników (indykatorów), poprawność obserwacji i pomiarów oraz odpowiednią analizę i interpretację uzyskanych wyników. Szczególną ostrożność należy zachować w przypadku ocen przeprowadzanych bezpośrednio w środowisku, między innymi ze względu na dużą liczbę potencjalnych czynników ograniczających i zakłócających oraz specyficzną (zwykle unikalną) historię ocenianego obiektu (obszaru).

Spośród różnych gatunków i grup organizmów tylko niektóre znalazły powszechne zastosowanie w bioindykacji. Zasłużonym mianem dobrych bioindykatorów, zwłaszcza zanieczyszczeń atmosferycznych, od dawna cieszą się porosty (Nimis et al., 2002; Richardson, 1992; Ristić et al. 2021). Wynika to nie tylko ze specyficznych właściwości biologicznych tych „organizmów” (stałej i charakterystycznej reakcji na zmiany środowiska) ale także szerokiego ich występowania w różnych typach środowisk lądowych (w lasach, parkach, itp.). Wszystkie te cechy składają się na dużą popularność porostów w kontekście nauczania biologii i szeroko rozumianej edukacji środowiskowej. Za ich pomocą możliwe jest przeprowadzenie prostych ocen środowiskowych praktycznie na dowolnym obszarze (warunkiem jest obecność zieleni wysokiej). Istnieją metody lichenoidynkacyjne, których procedury są na tyle proste i przystępne, że możliwe jest ich zastosowanie i przeprowadzenie przez uczniów samodzielnie, po odpowiednim instruktażu przez nauczyciela / edukatora. Najlepszym przykładem jest tzw. skala porostowa, która jako narzędzie badawcze dość często pojawia się w pracach badawczych realizowanych na przykład w ramach Olimpiady Biologicznej. Zaletą tego typu metod o charakterze obserwacyjnym jest to, że w minimalnym stopniu ingerują one w środowisko i są praktycznie nieszkodliwe dla badanych organizmów. Jeżeli tego rodzaju ocena środowiskowa dotyczyć będzie miejsca zamieszkania lub nauki (szkoły) – a więc miejsc, z którymi uczeń jest prawdopodobnie emocjonalnie związany, mamy gotowy przepis na sukces edukacyjny. Niestety, w wielu przypadkach wiedza o porostach przekazywana dzieciom i młodzieży oraz przyjęte oczekiwane efekty nauczania nie odpowiadają współczesnej wiedzy naukowej. Można zaryzykować stwierdzenie, że obecny kanon edukacyjny w zakresie tych organizmów nie zmienił się na przestrzeni minionych kilku dekad. Tymczasem w ostatnich latach dokonała się prawdziwa rewolucja w zakresie rozumienia istoty i funkcjonowania porostów (Grimm et al., 2021; Hawksworth & Grube, 2020; Lücking et al., 2021; Spribille et al., 2016, 2022). Problem ten dotyczy różnych aspektów życia tych organizmów i ich wykorzystania przez człowieka.

W tej pracy omówiono historię powstania i przykłady wykorzystania najbardziej znanej skali porostowej, opracowanej przez Hawkswortha Rose’a (1970) jako narzędzie do oceny stopnia zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem siarki. Szczególną uwagę zwrócono na pierwotny kontekst jej stosowania oraz jego historyczne zmiany, tj. drastyczny i powszechny spadek zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem siarki do poziomów, które znajdują się obecnie znacznie poniżej dolnego zakresu czułości tego narzędzia. Jednocześnie zaproponowano inne procedury oceny jakości powietrza atmosferycznego, uznane przez światową naukę, odpowiadające współczesnym wyzwaniom środowiskowym.

2. Historia powstania i pierwotny kontekst wykorzystania skali porostowej Hawkswortha i Rose’a (1970)

Skala porostowa jest przykładem skali gatunkowej – jest narzędziem za pomocą którego, na podstawie zmian składu

gatunkowego organizmów lub zmian proporcji ich grup (morfologicznych, ekologicznych, troficznych itd.) możemy określić zmiany w środowisku przyrodniczym (Czarnota, 1998). Może ona mieć postać wzorca (wzorców), w odniesieniu do którego porównujemy i wartościujemy stan środowiska. Używając określenia „skala porostowa”, świadomie lub nieświadomie, odnosimy się do najbardziej znanej jej wersji, opracowanej przez brytyjskich naukowców – Davida L. Hawkswortha i Francisa Rose’a i opublikowanej na łamach czasopisma „Nature” w 1970 r. (Hawksworth & Rose, 1970). Dokładne tłumaczenie oryginalnego tytułu tej pracy brzmi: „Jakościowa skala oceny zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem siarki w Anglii i Walii przy użyciu porostów epifitycznych”. Podobnie jak w przypadku każdej innej metody badawczej, również ta ma swój indywidualny kontekst i pewne ograniczenia. Oczywistym jest więc, że aby właściwie posłużyć się tym narzędziem należy dokładnie przeanalizować tekst artykułu. Skala porostowa Hawkswortha i Rose’a ma postać tabeli, w której w pierwszej kolumnie wyróżniono 10 stopni (stref). Każdemu z nich przypisano odpowiedni zakres wartości zanieczyszczenia powietrza przez SO_2 , w zakresie od >30 do $>170 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Podane wartości mają charakter szacunkowy i dotyczą uśrednionych wartości dla okresu zimowego. Dla każdej strefy (i jednocześnie przedziału stężenia SO_2) podano zestaw gatunków porostów, dla których przypisany im zakres stężenia SO_2 jest wartością progową. Poszczególne stopnie ułożono sekwencyjnie, a za początek skali przyjęto stopień (strefę) o najwyższych poziomach zanieczyszczeń. Oznacza to, że w danej strefie mogą występować nie tylko gatunki podane jako „wskaźnikowe” dla niej, ale także gatunki bardziej odporne, przypisane do wszystkich stref z wyższymi poziomami SO_2 (położonych poniżej). Według oryginalnych zapisów (tabela 1 w pracy Hawkswortha i Rose’a) stężenie SO_2 powyżej $170 \mu\text{g}/\text{m}^3$ eliminuje wszystkie porosty epifityczne (możliwe jest występowanie nielicznych, toksykotolerancyjnych glonów z rodzaju *Desmococcus*). Natomiast powietrze o zawartości SO_2 poniżej $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ uznano za „czyste”. W takich warunkach mogą występować najbardziej wrażliwe gatunki porostów. Warto zaznaczyć, że autorzy zamieścili we wspomnianej pracy dwie tabele bioindykacyjne (skale porostowe), dedykowane drzewom o odmiennych właściwościach fizykochemicznych kory. W tabeli 1 wyróżniono gatunki porostów związane z drzewami o korze średnio kwasowej, niezeutrofizowanej (o niskim pH i niewielkiej zawartości pierwiastków biogenych, takich jak azot i fosfor) – do których zaliczono dąb i jesion, natomiast tabela 2 dotyczy drzew o korze zeutrofizowanej, o odczynie lekko kwasowym lub bliskim obojętnemu, takich jak np. wiąz. Ma to swoje uzasadnienie merytoryczne ale również praktyczne, zwiększa bowiem dostępność w ramach prowadzonych badań odpowiednich drzew i pozwala na większe wysycenie analizowanego obszaru punktami pomiarowymi. Według autorów, w obu przypadkach właściwie przeprowadzony pomiar powinien obejmować drzewa dojrzałe (o obwodzie pnia na wysokości 1,5 w zakresie 0,5–1,0 m), rosnące swobodnie w terenie otwartym, z dala od głównych dróg i miejsc z wysokimi poziomami zanieczyszczeń innych niż SO_2 .

Opisana skala dostarcza rzetelnych informacji o poziomie zanieczyszczenia dwutlenkiem siarki jedynie w przypadku kiedy wartości tego zanieczyszczenia są stosunkowo wysokie i utrzymują się na danym obszarze co najmniej przez kilka lat. Ponieważ reakcje poszczególnych gatunków porostów na SO_2 są w znacznym stopniu modyfikowane czynnikami klimatycznymi, w wielu krajach Europy dokonano modyfikacji zestawu gatunków wskaźnikowych i odpowiadających im progowych wartości SO_2 , dostosowując je do warunków regionalnych (Richardson, 1992). Większa wilgotność plech, utrzymująca się przez dłuższy okres czasu, powoduje ich wyższą aktywność fizjologiczną i co za tym idzie większą wrażliwość na zanieczyszczenia. W Polsce modyfikacji skali Hawkswortha i Rose'a (1970) dokonał Kiszka (1977, 1990), dostosowując ją do warunków południowej Polski. Ze względu na niższą wilgotność powietrza w naszym kraju progowe wartości SO_2 zostały dla wielu gatunków wskaźnikowych podwyższone. W wyniku wzrastającego zainteresowania skalą porostową w Polsce opracowano w celach edukacyjnych uproszczone jej wersje, obejmujące zestaw jedynie kilkunastu gatunków wskaźnikowych (Bielczyk, 2001; Bylińska, 1993).

Stworzenie skali porostowej (oraz jej niekwestionowana popularność w kolejnych latach po jej opublikowaniu) było odpowiedzią na bardzo poważne i nasilające się zagrożenia dla zdrowia i życia ludzi, wynikające z zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego, zwłaszcza w dużych miastach i w pobliżu zakładów przemysłowych. Punktem przełomowym w Europie i na świecie był tzw. Wielki Smog Londyński z 1952 roku (Mayor of London, 2002). Ogromne zanieczyszczenie powietrza w połączeniu ze specyficznymi warunkami atmosferycznymi, utrzymujące się przez pięć dni od 5 do 9 grudnia 1952 r. na obszarze miasta, spowodowało śmierć około 4000 mieszkańców, a według dzisiejszych szacunków liczba ofiar śmiertelnych w dłuższej perspektywie czasowej wyniosła około 12 000. Szacuje się, że w okresie pięciu dni Wielkiego Smogu średnie dzienne stężenie SO_2 w powietrzu mieściło się w przedziale od 3000 do 4000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Odpowiada to emisji 370 ton dwutlenku siarki, który w sprzyjających warunkach mógł zostać przekształcony w 800 ton kwasu siarkowego.

Wydarzenie to było bezpośrednim powodem uchwalenia przez Parlament brytyjski w 1956 r. ustawy o czystym powietrzu. Zapoczątkowała ona kompleksowe działania, w efekcie których drastycznie ograniczono stężenie zanieczyszczeń atmosferycznych, zarówno w stolicy jak i w całym kraju. W okresie od 1962 do 1975 r. udało się obniżyć w Londynie stężenie SO_2 w powietrzu o 60% (Fowler et al., 2020). Średnie stężenie SO_2 w 1962 r. wynosiło ponad 300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, ale już w 1982 r. spadło do 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Poprawę tę osiągnięto dzięki przejściu ze spalania paliw stałych (węгля) na gaz, stopniowemu zamykaniu i przenoszeniu elektrowni poza miasto oraz ogólnemu upadkowi przemysłu ciężkiego. Obecnie średnie roczne stężenia dwutlenku siarki w powietrzu w Londynie są niezwykle niskie i wynoszą około 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (London, 2024).

Podobną tendencję można było obserwować w wielu innych państwach europejskich, w tym również w naszym kraju. W Polsce sytuacja ta została najlepiej rozpoznana na

przykładzie Krakowa, zaliczanego przez wiele lat do miast o najbardziej zanieczyszczonym powietrzu, zarówno w Polsce jak i całej Europie. W styczniu 1970 r. średnia dobową zawartość SO_2 w mieście dochodziła w niektórych dniach do 700 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ powietrza, przy obowiązującej wówczas normie 350 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Norma ta była przekraczana zazwyczaj przez około 100 dni w roku (Bokwa, 2010). W latach 1979–1987 średnie wartości SO_2 w powietrzu na terenie Krakowa wahały się między 99,7 a 104 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Za początek pozytywnych zmian w naszym kraju w zakresie jakości powietrza atmosferycznego przyjmuje się lata 90-te XX wieku. W okresie od 1990 do 2021 r. wartość emisji SO_2 w Polsce zmniejszyła się o 85%. Zmiany zapoczątkowane były przez załamanie się przemysłu ciężkiego w końcu lat 80-tych i na początku lat 90-tych XX w. Do zmniejszenia się emisji tego zanieczyszczenia przyczynił się również stopniowy spadek udziału węgla kamiennego i brunatnego w paliwach stosowanych do produkcji ciepła i energii elektrycznej (Raport, 2023). W 2001 r. średnia emisja SO_2 odnotowana w Krakowie wyniosła 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Bokwa, 2007), a obecnie, podobnie jak we wszystkich większych miastach Polski, nie przekracza kilku $\mu\text{g}/\text{m}^3$. W 2022 r. najwyższe w skali kraju wartości SO_2 odnotowano na Śląsku przez stację pomiarową w Żywcu – 11,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ – w perspektywie średniorocznej, oraz 17,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ – w okresie zimowym. Najniższe wartości stwierdzono w województwach podlaskim (stacja pomiarowa w Puszczy Knyszyńskiej) i warmińsko-mazurskim (stacja pomiarowa w Puszczy Boreckiej), gdzie wartości te osiągnęły odpowiednio: 0,4 i 0,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ – podlaskie, oraz 0,5 i 0,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ – warmińsko-mazurskie (GIOŚ, 2024). Zgodnie z obowiązującymi zasadami indeksowania jakości powietrza, takie wartości pozwalają zaklasyfikować jego stan ze względu na zawartość SO_2 jako bardzo dobry.

3. Czy skala porostowa przestała działać?

Mimo że wartości chwilowe SO_2 w powietrzu sporadycznie mogą przekraczać wartości podane uprzednio (zwłaszcza w okresie chłodnym) to w dłuższej perspektywie czasu obowiązujące w kraju normy (maksymalne średnioroczne stężenie – 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) nie są przekraczane. Maksymalne wartości SO_2 nie zbliżają się nawet do najniższych, podanych w skali porostowej (tj. 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Mogło by się wydawać, że w obecnych warunkach odtworzenie się szaty porostowej w kształcie zbliżonym do tego, jaki występował na danym obszarze przed erą zanieczyszczeń to kwestia czasu. Mimo że dysponujemy przykładami takiego powrotu (rekolonizacji), dotyczą one jednak tylko nielicznych gatunków (Adamska, 2011; Fałtynowicz, 2004; Seaward & Letrouit-Galinou, 1991). Nieznaczny wzrost stężenia SO_2 powoduje znaczne zmniejszenie różnorodności gatunkowej porostów, natomiast nawet duża redukcja emisji SO_2 nie wpływa wcale lub tylko w niewielkim stopniu na jej wzrost (Seaward, 1997). Zjawisko reakcji porostów na zmiany zanieczyszczenia jest zwykle bardzo złożone i należy je badać przez pryzmat poszczególnych gatunków (Pescott et al., 2015). W grę wchodzi zarówno ich zróżnicowana zdolność do adaptacji (cechy fizjologiczne, rozmnażanie się i dyspersja) jak i wtórne zmiany w ich naturalnym środowisku (zmiany chemiczne – zakwaszenie, ogólny spadek bioróżnorodności –

w tym brak dostępnych fotobiontów, niezbędnych do utworzenia plechy porostu przez kielkujące zarodniki grzyba), wywołane przez wysokie poziomy zanieczyszczenia w przeszłości (Juda-Rezler, 2000). Poza tym, generalny problem zanieczyszczenia powietrza nie został rozwiązany. Dużym wyzwaniem pozostaje zanieczyszczenie pyłem oraz tlenkami azotu. Zwłaszcza obecne w zanieczyszczeniach związki azotu w istotnym stopniu wpływają na kształtowanie się zbiorowisk porostów epifitycznych na całym świecie (Seibald et al., 2022). Głównymi formami antropogenicznej emisji azotu są tlenki azotu (NO i NO_2) oraz amoniak (NH_3). Źródłem emisji tlenków azotu (NO_x) jest spalanie w wysokiej temperaturze paliw kopalnych (w źródłach stacjonarnych i w silnikach samochodowych). W wyniku przemian chemicznych NO_x w wilgotnej atmosferze powstają jony azotanowe (V) NO_3^- i wodorowe H^+ , które stanowią (wspólnie z jonami SO_4^{2-}) główne związki zakwaszające (Juda-Rezler, 2000). Poza tym, jon azotanowy wpływa również w sposób istotny na eutrofizację ekosystemów lądowych. W związku z modernizacją systemów grzewczych głównym źródłem emisji NO_x jest obecnie transport drogowy, a najwyższe wartości zanieczyszczeń utrzymują się na terenach dużych miast, zwłaszcza w sąsiedztwie ruchliwych ulic. W przeciwieństwie do SO_2 zanieczyszczenie NO_x utrzymuje się na stałym poziomie przez cały rok, a poziomy tego zanieczyszczenia generalnie nie wykazują tendencji spadkowej. Powszechnie uważa się, że jednym z głównych czynników kształtujących obecnie zróżnicowanie porostów epifitycznych, przede wszystkim na obszarach zurbanizowanych i rolniczych (użytkowanych intensywnie), jest eutrofizacja środowiska. W niektórych regionach Europy poziomy antropogenicznej emisji związków azotu osiągnęły tak wysokie wartości, że sytuację tę określa się mianem hipertrofizacji (Seaward & Coppins, 2004). Jednym ze skutków tego zjawiska jest wyraźny wzrost odczynu pH kory drzew, który na obszarach silnie zanieczyszczonych może wzrosnąć nawet o 2 jednostki (van Herk, 1999). Taka zmiana może spowodować całkowite zastąpienie naturalnej lichenobioty (kształtującej się na korze danego drzewa w warunkach wolnych od zanieczyszczeń) przez nieliczne ale bardzo ekspansywne porosty azotolubne (nitrofilne).

Jak wynika z przytoczonych danych, w efekcie znacznego obniżenia poziomu SO_2 w powietrzu, dalsze stosowanie skali porostowej, zgodnie z założeniami przyjętymi przez Hawkswortha i Rose'a (1970), nie znajduje obecnie uzasadnienia (wartości stężeń SO_2 w powietrzu spadły poniżej przyjętego poziomu progowego reakcji porostów – $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Jeszcze raz podkreślmy – nie chodzi tu o złe narzędzie ale o niewłaściwe jego stosowanie i błędną interpretację uzyskanych wyników. Lokalnej różnorodności bioty porostów epifitycznych nie można dalej wiązać z konkretnymi wartościami SO_2 w powietrzu. Niestety, dominujący przekaz edukacyjny nadal głosi, że głównym czynnikiem decydującym o występowaniu porostów jest niezmiennie zanieczyszczenie powietrza dwutlenkiem siarki, co obecnie nie jest już prawdą. Taką interpretację wyników uzyskanych za pomocą skali porostowej sugeruje się m.in. w e-materiałach do nauki biologii w szkole i w domu, dostępnych na

Zintegrowanej Platformie Edukacyjnej MNiSzW (dostęp 2025-01-20). Obecny obraz bioróżnorodności gatunkowej porostów jest co prawda w pewnym stopniu wynikiem wtórnych zmian w środowisku spowodowanych długoletnim wpływem wysokich stężeń SO_2 w powietrzu, ale nie jest to czynnik szczególnie istotny, a tym bardziej dający się wymiennie ocenić. Kluczowe znaczenie ma natomiast szereg innych, nowych czynników, wynikających zarówno z zanieczyszczenia jak i przekształcenia środowiska.

4. Co zamiast skali porostowej?

Ze względu na oczywiste trudności w szacowaniu poziomów zanieczyszczeń progowych dla poszczególnych gatunków i wyznaczanych przez nie stref, w wielu późniejszych opracowaniach lichenologicznych przyjęto odmienne podejście. Zrezygnowano z jakościowej i ilościowej oceny zanieczyszczeń na rzecz dywersyfikacji obszarów pod kątem ogólnej jakości powietrza atmosferycznego. Było to efektem m.in. coraz większej liczby rozpoznawanych zanieczyszczeń, ich generalnie niewielkich stężeń oraz kompleksowego oddziaływania, zarówno między poszczególnymi zanieczyszczeniami jak i czynnikami klimatycznymi. Tego rodzaju podejście można dostrzec m.in. w badaniach przeprowadzonych przez Fałtynowicza i in. (1991) na obszarze Trójmiasta (w Gdańsku, w Sopocie i w Gdyni).

Mimo że ogólne zainteresowanie gatunkami wskaźnikowymi utrzymuje się na wysokim poziomie, naukowcy zajmujący się bioindykacją coraz większe znaczenie przypisują nie pojedynczym gatunkom, lecz tworzonemu przez nie zgrupowaniu (Methorst et al., 2021). Różnorodność gatunkowa, wyrażona przez różne miary jej oceny (Hamilton, 2005), stanowi istotny nurt także we współczesnej lichenioindykacji (Giordani & Brunialti, 2015). Jedną z częściej stosowanych obecnie procedur z wykorzystaniem porostów polega na obliczeniu wskaźnika różnorodności tych organizmów (VDI, 1995). Międzynarodowy standard wspomnianej metody został opracowany w 1995 r. przez Komisję Kontroli Zanieczyszczeń Powietrza Niemieckiego Stowarzyszenia Inżynierów (VDI – Verein Deutscher Ingenieure). Opracowany dokument określa metody pomiarowe i metody oceny bioindykacji zanieczyszczeń powietrza za pomocą porostów. Dokument ten uzyskał pozytywną opinię Niemieckiego Instytutu Normalizacyjnego (niem. Deutsches Institut für Normung) i przyjął postać normy DIN (Deutsche Industrie Norm), określanej w celu standaryzacji jakości produktów i usług na rynku niemieckim. Obecnie normy DIN wyznaczają standardy nie tylko w Niemczech, ale również w innych krajach europejskich, w tym Polsce. Normy przyjęte przez Unię Europejską oznaczone są symbolem EN, natomiast normy stosowane w systemie ogólnosiwiatowym – symbolem ISO. W Polsce normy DIN skonwertowano do krajowych norm i występują one pod skrótem PN. Metoda oceny różnorodności porostów epifitycznych opracowana przez VDI i ujęta niemiecką normą DIN stała się w 2004 r. standardem europejskim (EN 16413 2014), przyjętym przez Europejski Komitet Normalizacyjny (CEN, Comité Européen de Normalization) (Giordani & Brunialti, 2015), którego członkiem jest Polski Komitet

Normalizacyjny (PKN). Norma ta opisuje metodę oceny różnorodności porostów epifitycznych, która zapewnia ramy dla oceny wpływu oddziaływań antropogenicznych, zwłaszcza dla oszacowania skutków zanieczyszczenia powietrza. Metoda ta nie ma na celu oceny skutków emisji zanieczyszczeń z określonego źródła lub instalacji, może jednak wskazywać na ogólną jakość otaczającego powietrza (Brinkmann et al., 2018). Wspomniana metoda została upowszechniona w Europie i na świecie dzięki anglojęzycznemu opracowaniu Asta i in. (2002a), w którym element zmienności porostów zapisywano skrótem LDVs – Lichen Diversity Values. Sposób ten zakłada, że różnorodność epifitycznych porostów i ich pokrywanie wyraża duży związek z poziomem degradacji powietrza lub szerzej, ze stresem środowiskowym. Zmienność porostów jest tam wyrażona przez indeks bioróżnorodności. Indeks ten bierze pod uwagę różnorodność gatunkową, ale także liczbę (obfitość występowania) osobników gatunku, wyrażoną dla wybranych losowo drzew, reprezentatywnych dla badanego obszaru. Uzyskane wyniki można zapisać na mapie obrazującej zróżnicowanie porostów (indeks LDVs), odpowiadające obszarom o zróżnicowanym stopniu jakości powietrza atmosferycznego, bez wskazania konkretnych wartości zanieczyszczeń. Warto jednak zaznaczyć, że na obszarach o ciągle wysokich wartościach zanieczyszczenia SO_2 wykazano wyraźną korelację między wynikami uzyskanymi dzięki zastosowaniu tej metody oraz wspomnianej uprzednio skali porostowej Hawkswortha i Rose'a. Omawiana metoda oceny jakości powietrza atmosferycznego na podstawie wskaźników różnorodności gatunkowej porostów stanowi obecnie jeden z głównych standardów lichenindykacji (Asta et al., 2002b), a przykłady jej zastosowania można znaleźć w licznych publikacjach (Counoy et al., 2023; Di Biase et al., 2022; Hierschläger & Türk, 2012; Polichnik et al., 2008; Svoboda, 2007; Zahradnikova, 2010). Warto dodać, że jej polskojęzyczna wersja zamieszczona została w podręczniku metodycznym pt. „Biologiczne metody oceny stanu środowiska” pod redakcją M. Dynowskiej i H. Ciecierskiej (Kubiak, 2013).

5. Podsumowanie

Skala porostowa Hawkswortha i Rose'a (oraz jej późniejsze odpowiedniki) odegrała bardzo istotną rolę w historii badań bioindykacyjnych i monitorowaniu poziomu zanieczyszczeń atmosferycznych w Europie. Poza rolę naukową pełniła również bardzo ważną funkcję społeczną, w tym w zakresie edukacji przyrodniczej i ekologicznej dzieci i młodzieży. Kładąc duży nacisk na znaczenie gatunków wskaźnikowych pomagała wzmacniać zainteresowanie i szacunek dla żywej przyrody. Stosunkowo prosta procedura, dostępna dla szerokiego grona użytkowników, umożliwiła opracowanie w latach 70-tych XX w. wielu lokalnych i ogólnokrajowych map prezentujących stopień zanieczyszczenia atmosfery przez SO_2 na Wyspach Brytyjskich (np. rycina 1 w pracy Hawkswortha i Rose'a). W ich tworzenie zaangażowane były również dzieci i młodzież szkolna, co wpisuje się w popularny trend, określany dziś mianem nauki obywatelskiej (Casanovas et al., 2014; Cohn, 2008; Cooper et al., 2007; Counoy et al., 2023; Silvertown,

2009). Ważne jest aby nie zaprzepaścić tego dorobku, a jest to możliwe oferując inne, równie atrakcyjne rozwiązania, zgodne z obecnym stanem wiedzy naukowej. Zaliczyć do nich należy z całą pewnością metody wykorzystujące wskaźniki różnorodności gatunkowej porostów (przykłady praktycznych rozwiązań można znaleźć w cytowanej w tej pracy literaturze). Pozwalają one na efektywne śledzenie głównych (w tym globalnych) czynników zmian środowiskowych a uzyskane dzięki nim wyniki (nawet w przypadku stosowania nieco odmiennych protokołów badawczych) można interpretować w zbliżony sposób nawet w odległych od siebie obszarach geograficznych (Matos et al., 2017). Metody te można ponadto wykorzystać w szerszym kontekście edukacyjnym, nawiązując na przykład do zagrożeń jakie niesie ze sobą gwałtowna utrata różnorodności biologicznej, uznawana za jeden z głównych globalnych problemów środowiskowych na Ziemi (WWF, 2020).

Bibliografia

- Adamska, E. (2011). Lichen recolonization in the city of Toruń. *Ecological Questions*, 15, 119–125.
<https://doi.org/10.12775/v10090-011-0043-2>
- Asta, J., Erhardt, W., Ferretti, M., Fornasier, F., Kirschbaum, U., Nimis, P. L., Purvis, O. W., Pirintsos, S., Scheidegger, C., Van Haluwyn, C., Wirth, V. (2002a). Mapping lichen diversity as an indicator of environmental quality. In P. L. Nimis, C. Scheidegger, P. A. Wolseley (Eds.), *Monitoring with lichens – Monitoring lichens* (pp. 273–279). NATO Science Series IV: Earth and Environmental Sciences, volume 7. Dordrecht: Springer.
https://doi.org/10.1007/978-94-010-0423-7_19
- Asta, J., Erhardt, W., Ferretti, M., Fornasier, F., Kirschbaum, U., Nimis, P. L., Purvis, O. W., Pirintsos, S., Scheidegger, C., Van Haluwyn, C., Wirth, V. (2002b). *European guideline for mapping lichen diversity as an indicator of environmental stress*. The British Lichen Society, London.
- Bielczyk, U. (2001). *Porosty*. Instytut Botaniki im. W. Szafera PAN, Kraków.
- Bokwa, A. (2007). Zanieczyszczenie powietrza. In D. Matuszko (Ed.), *Klimat Krakowa w XX wieku* (pp. 187–199). Instytut Geografii i Gospodarki Przestrzennej Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków.
- Bokwa, A. (2010). *Wieloletnie zmiany struktury mezoklimatu miasta na przykładzie Krakowa*. Instytut Geografii i Gospodarki Przestrzennej Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków.
- Brinkmann, T., Both, R., Scalet, B. M., Roudier, S., Delgado, S. L. (2018). *JRC Reference Report on Monitoring of Emissions to Air and Water from IED Installations*. EUR 29261 EN.
<https://doi.org/10.2760/344197>
- Bylińska, E. (1993). Skala porostowa. *Aura*, 3, 22.
- Casanovas, P., Lynch, H. J., Fagan, W. F. (2014). Using citizen science to estimate lichen diversity. *Biological Conservation*, 171, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.12.020>
- Chaudhuri, S., Roy, M. (2024). Global ambient air quality monitoring: Can mosses help? A systematic meta-analysis of literature about passive moss biomonitoring. *Environment, Development and Sustainability*, 26, 5735–5773.
<https://doi.org/10.1007/s10668-023-03043-0>
- Cohn, J. (2008). Citizen science: Can volunteers do real research? *BioScience*, 58(3), 192–197.
<https://doi.org/10.1641/B580303>

- Cooper, C. B., Dickinson, J., Phillips, T., Bonney, R. (2007). Citizen science as a tool for conservation in residential ecosystems. *Ecology and Society*, 12(2), 11. <https://www.jstor.org/stable/26267884>
- Counoy, H., Turcati, L., Lorrillière, R., Bénateau, S., Maalouf, J.-P., Agnello, G., Turpin, S., Agnan, Y. (2023). Performance evaluation and applicability of Lichens GO, a citizen science-based protocol for urban air quality monitoring. *Ecological Indicators*, 150, 110269. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110269>
- Czarnota, P. (1998). Porosty jako indykatory zanieczyszczenia środowiska – przegląd metod lichenoindykacyjnych. *Przegląd Przyrodniczy*, 9(1/2), 55–72.
- Di Biase, L., Di Lisio, P., Pace, L., Arrizza, L., Fattorini, S. (2022). Use of lichens to evaluate the impact of post-earthquake reconstruction activities on air quality: a case study from the city of LAquila. *Biology (Basel)*, 11(8), 1199. <https://doi.org/10.3390/biology11081199>
- Dynowska, M., Ciecierska, H. (Eds.) (2013). *Biologiczne metody oceny stanu środowiska. Tom 1. Ekosystemy lądowe*. Wydawnictwo Mantis, Olsztyn.
- Fałtynowicz, W. (2004). Rekolonizacja przez porosty – optymistyczny trend w stanie środowiska. In M. Kejna, A. Uscka (Eds.), *Zintegrowany monitoring środowiska przyrodniczego. Funkcjonowanie i monitoring geosystemów w warunkach narastającej antropopresji* (pp. 321–325). Biblioteka Monitoringu Środowiska, Toruń.
- Fałtynowicz, W., Izydorek, I., Budzbon, E. (1991). The lichen flora as bioindicators of air pollution of Gdańsk, Sopot and Gdynia. *Monographiae Botanicae*, 73, 1–53. <https://doi.org/10.5586/mb.1991.001>
- Fowler, D., Brimblecombe, P., Burrows, J., Heal, M. R., Grennfelt, R., Stevenson, D. S., Jowett, A., Nemitz, E., Coyle, M., Liu, X., Chang, Y., Fuller, G. W., Sutton, M. A., Klimont, Z., Unsworth, M. H., Vieno, M. (2020). A chronology of global air quality. *Philosophical Transactions of the Royal Society A*, 378, 20190314. <https://doi.org/10.1098/rsta.2019.0314>
- Giordani, P., Brunialti, G. (2015). Sampling and interpreting lichen diversity data for biomonitoring purposes. In D. K. Upreti, et al. (Eds.), *Recent advances in lichenology* (pp. 19–46). Springer India. https://doi.org/10.1007/978-81-322-2181-4_2
- GIOŚ, (2024). *Portal Jakość Powietrza GIOŚ. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa*. Pobrano z <https://powietrze.gios.gov.pl/pjp/archives>
- Grimm, M., Grube, M., Schiefelbein, U., Zühlke, D., Bernhardt, J., Riedel, K. (2021). The Lichens' microbiota, still a mystery? *Frontiers in Microbiology*, 12, 623839. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.623839>
- Hamilton, A. (2005). Species diversity or biodiversity? *Journal of Environmental Management*, 75, 89–92. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2004.11.012>
- Hawksworth, D. L., Grube, M. (2020). Lichens redefined as complex ecosystems. *New Phytologist*, 227, 1281–1283. <https://doi.org/10.1111/nph.16630>
- Hawksworth, D. L., Rose, F. (1970). Qualitative scale for estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic lichens. *Nature*, 227, 145–148. <https://doi.org/10.1038/227145a0>
- Hierschläger, M., Türk, R. (2012). Immission related lichen mapping in the city zone of Salzburg. *Stapfia*, 97, 137–152.
- Juda-Rezler, K. (2000). *Oddziaływanie zanieczyszczeń powietrza na środowisko*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa.
- Kiszka, J. (1977). *Wpływ emisji miejskich i przemysłowych na florę porostów (Lichenes) Krakowa i Puszczy Niepołomickiej*. Wydawnictwo Naukowe Wyższej Szkoły Pedagogicznej, Kraków.
- Kiszka, J. (1990). Lichenoindykacja obszaru województwa krakowskiego. *Studia Ośrodka Dokumentacji Fizjograficznej*, 18, 201–212.
- Kubiak, D. (2013). Porosty epifityczne jako bioindykatory zanieczyszczeń atmosferycznych. In M. Dynowska, H. Ciecierska (Eds.), *Biologiczne metody oceny stanu środowiska, Tom 1. Ekosystemy lądowe* (pp. 152–174). Olsztyn, Wydawnictwo Mantis.
- London, (2024). *London air pollution: Real-time Air Quality Index (AQI)*. <https://aqicn.org/city/london/>
- Lücking, R., Leavitt, S. D., Hawksworth, D. L. (2021). Species in lichen-forming fungi: balancing between conceptual and practical considerations, and between phenotype and phylogenomics. *Fungal Diversity*, 109, 99–154. <https://doi.org/10.1007/s13225-021-00477-7>
- Matos, P., Geiser, L., Hardman, A., Glavich, D., Pinho, P., Nunes, A., Soares, A. M. V. M., Branquinho, C. (2017). Tracking global change using lichen diversity: towards a global-scale ecological indicator. *Methods in Ecology and Evolution*, 8(7), 788–798. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12712>
- Mayor of London, (2002). *50 years on the struggle for air quality in London since the great smog of December 1952*. Greater London Authority, London. <https://cleanair.london/app/uploads/CAL-217-Great-Smog-by-GLA-20021.pdf>
- Methorst, J., Rehder, K., Mueller, T., Hansjürgens, B., Bonn, A., Böhning-Gaese, K. (2021). The importance of species diversity for human well-being in Europe. *Ecological Economics*, 181, 106917. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2020.106917>
- Multisanti, C. R., Merola, C., Perugini, M., Alio, V., Faggio, C. (2022). Sentinel species selection for monitoring microplastic pollution: A review on one health approach. *Ecological Indicators*, 145, 109587. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109587>
- Nimis, P. L., Scheidegger, C., Wolseley, P. A. (2002). *Monitoring with lichens – Monitoring lichens*. NATO Science Series IV: Earth and Environmental Sciences, volume 7. Dordrecht: Springer.
- Nodzyńska, M., Cieśla, P., Kania, A. (Ed.) (2014). *Experiments in teaching and learning natural sciences*. Pedagogical University of Kraków, Kraków.
- Pescott, O. L., Simkin, J. M., August, T. A., Randle, Z., Dore, A., Botham, M. S. (2015). Air pollution and its effects on lichens, bryophytes, and lichen-feeding Lepidoptera: review and evidence from biological records. *Biological Journal of The Linnean Society*, 115, 611–635. <https://doi.org/10.1111/bj.12541>
- Poličnik, H., Simončič, P., Batič, F. (2008). Monitoring air quality with lichens: A comparison between mapping in forest sites and in open areas. *Environmental Pollution*, 151, 395–400. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.06.003>
- Raport, (2023). *Krajowy bilans emisji SO₂, NO_x, CO, NH₃, NMLZO, pyłów, metali ciężkich i TZO za lata 1990–2021. Raport syntetyczny*. Warszawa: Ministerstwo Klimatu i Środowiska.
- Richardson, D. H. S. (1992). *Pollution monitoring with lichens*. The Richmond Publishing, Slough.
- Ristić, S., Šajn, R., Stamenković, S. (2021). Lichens as the main indicator in biological monitoring of air quality. In B. Balabanova, T. Stafilov (Eds.), *Contaminant levels and*

- ecological effects. emerging contaminants and associated treatment technologies* (pp. 101–129). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-66135-9_4
- Seaward, M. R. D. (1997). Urban deserts bloom: a lichen renaissance. In L. Kappen (Ed.), *New species and novel aspects in lichenology and physiology of lichens* (pp. 297–309). Bibliotheca Lichenologica, 67.
- Seaward, M. R. D., Coppins, B. J. (2004). Lichens and hypertrophication. *Contributions to Lichenology*, 88, 561–572.
- Seaward, M. R. D., Letrouit-Galinou, M. A. (1991). Lichen recolonization on trees in the Jardin du Luxembourg, Paris. *Lichenologist*, 23(2), 181–186. <https://doi.org/10.1017/S0024282991000324>
- Sebald, V., Goss, A., Ramm, E., Gerasimova, J. V., Werth, S. (2022). NO₂ air pollution drives species composition, but tree traits drive species diversity of urban epiphytic lichen communities. *Environmental Pollution*, 308, 119678. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119678>
- Silvertown, J. (2009). A new dawn for citizen science. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(9), 467–471. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.03.017>
- Spribile, T., Tuovinen, V., Resl, P., Vanderpool, D., Wolinski, H., Aime, M. C., Schneider, K., Stabentheiner, E., Toome Heller, M., Thor, G., Mayrhofer, H., Johannesson, H., McCutcheon, J. P. (2016). Basidiomycete yeasts in the cortex of ascomycete macrolichens. *Science*, 353(6298), 488–492. <https://doi.org/10.1126/science.aaf8287>
- Spribile, T., Resl, R., Stanton, D.E., Tagirdzhanova, G. (2022). Evolutionary biology of lichen symbioses. *New Phytologist*, 234(5), 1566–1582. <https://doi.org/10.1111/nph.18048>
- Svoboda, D. (2007). Evaluation of the European method for mapping lichen diversity (LDV) as an indicator of environmental stress in the Czech Republic. *Biologia*, 62, 424–431. <https://doi.org/10.2478/s11756-007-0085-5>
- van Herk, C. M. (1999). Mapping of ammonia pollution with epiphytic lichens in the Netherlands. *Lichenologist*, 31(1), 9–20. <https://doi.org/10.1006/lich.1998.0138>
- VDI (Verein Deutscher Ingenieure), (1995). *VDI-Richtlinie 3799 Blatt 1: Messen von Immissionswirkungen; Ermittlung und Beurteilung phytotoxischer Wirkungen von Immissionen mit Flechten. Flechtenkartierung zur Ermittlung des Luftgütwertes (LGW)*. Berlin: Beuth Verlag.
- WWF, (2020). Living Planet Report 2020 – Bending the curve of biodiversity loss. Almond, R. E. A., Grooten M. and Petersen, T. (Eds). WWF, Gland, Switzerland. https://www.wwf.org.uk/sites/default/files/2020-09/LPR20_Full_report.pdf
- Zahradnikova, M. (2010). Does the traffic flow affect the lichen diversity? A case study from the novohradské hory Mts, Czech Republic. *Acta Universitatis Carolinae, Environmentalica*, 24, 27–44.
- Zimny, H. (2006). Ekologiczna ocena stanu środowiska. Bioindykacja i biomonitoring. Agencja Reklamowo Wydawnicza A. Grzegorzczak, Stare Babice.

The enduring charm of the “lichen scale”

Abstract: The paper discusses the history of the Hawksworth-Rose lichen scale (1970), which played a very important role in the development of bioindication studies and monitoring of atmospheric pollution in Europe. This scale was created to assess air pollution with sulfur dioxide in the period when its concentrations reached unprecedented values today. Due to the significant improvement in air quality and a clear decrease in SO₂ concentrations in recent years (below the lower threshold of lichen sensitivity adopted in the scale, i.e. 30 µg/m³), further use of this tool (in accordance with the assumptions adopted by its authors) is not justified. The paper draws attention to the existence of other procedures for assessing the quality of atmospheric air (or more broadly – the environment), based on lichen diversity indicators (e.g. Lichen Diversity Value – LDV). Even though these tools do not allow for the identification of specific threats (both qualitatively and quantitatively), they seem to be as attractive and valuable as the lichen scale, and most importantly – they respond to the most current environmental problems.

Keywords: lichens; bioindication; sulphur dioxide; species diversity; new approach methodology