

MAŁGORZATA GRODZIŃSKA-JURCZAK

Procesy dekompozycji celulozy i czynniki je determinujące

Cellulose Decomposition and Factors Influencing Decay Processes

Wstęp

Procesy rozkładu materii organicznej warunkują prawidłowe funkcjonowanie ekosystemów, głównie przez bezpośredni wpływ na krążenie w nich materii. Dotychczasowe badania nad procesami rozkładu skierowane były w większości na pomiary tempa dekompozycji ściółki leśnej będącej głównym źródłem materii organicznej w ekosystemach leśnych oraz czynniki je warunkujące (Berg 1986a, b; Laskowski 1988; Fenn i Dunn 1989).

Skład chemiczny ściółki jest silnie zróżnicowany w zależności od typu lasu, podawana przez różnych autorów zawartość pierwiastków i związków organicznych u wielu gatunków drzew waha się istotnie. Według Steubing (1970) (z Laskowskim, 1988) celulozy (błonnik) stanowią 15-60%, hemicelulozy – 10-30%, ligniny – 5-30% suchej masy, wśród innych składników organicznych wyróżnia się frakcje rozpuszczalne: w wodzie (amino-kwasy, kwasy alifatyczne, cukry proste i taniny), w eterze i alkoholu (pigmenty, żywice, woski, tłuszcze i oleje oraz proteiny zawierające większość azotu i siarki). W związku z tak dużą różnorodnością składu chemicznego ściółki prowadzi się również pomiary tempa dekompozycji poszczególnych związków chemicznych i mineralnych, w tym również celulozy (błonnika) [Laskowski, 1988, Sienkiewicz i Małachowska, 1989].

Błonnik jest obecny w martwych resztkach roślin dostających się do gleb i z tego względu stopień jego rozkładu może być przyjęty za wskaźnik aktywności gleb, ma także duże znaczenie w procesach krążenia węgla (Karwowska i Symonides, 1972; Strzelczyk i in., 1978; Bandała-Ciołczyk, 1985). Dotychczas prowadzono liczne badania nad wpływem czynników naturalnych i antropogennych na tempo dekompozycji błonnika (Kuźniar, 1948, 1951, 1956; Karwowska i Symonides, 1972, Ratliff, 1976). W niniejszej pracy podano ich opis.

Metody określania tempa dekompozycji materii organicznej

Do określenia tempa dekompozycji materii organicznej w ściółce, glebie i wodzie można stosować metodę krążków bibuły filtracyjnej (ligniny, błonnika) (filter papers). Tempo rozkładu ligniny można również określać na podstawie ubytku powierzchni krążków. W przeciwieństwie do nowszej i obecnie powszechnie stosowanej techniki woreczków ściółkowych (litter bags) metoda krążków bibułowych pozwala na dużą porównywalność wyników obserwacji prowadzonych w siedliskach o odmiennym charakterze. Skład chemiczny krążków jest znany i stały (inaczej niż w przypadku ściółki), a więc ich rozkład jest głównie zależny od warunków zewnętrznych (Ratliff 1976, Laskowski 1988).

Metodę krążków z powodzeniem stosowano w Stanach Zjednoczonych (Sequoia National Park, California) do szacowania tempa dekompozycji roślinności zielnej łąk (Ratliff 1976), w Norwegii, Finlandii i Szwecji do określania aktywności biologicznej gleb w różnych biotach tundry (Berg i in., 1975). W Polsce krążki bibułkowe wykorzystywano do różnorodnych badań. Kuźniar (1948, 1951, 1953, 1956), Smyk i Miłkowska (1958), Jakubczyk (1969), Karwowska i Symonides (1972) określali aktywność gleb leśnych, łąkowych i uprawnych w różnych regionach kraju (Białowieski, Wielkopolski, Pieniński Park Narodowy, Piwnice k/Torunia, Hel). Sączki stosowano także do: szacowania aktywności biologicznej w zależności od typu gleby, orografii i ekspozycji terenu (Kuźniar 1953, Zawiślak 1966, Bandoła-Ciołczyk 1985, Grodzińska-Jurczyk, niepubl.), wpływu nawadniania ściekami oraz wodą na dynamikę rozkładu błonnika w różnych typach ekosystemów (łąkowe, leśne) [Jakubczyk 1971, Chruściak i in. 1978]. W Tatrach metodę krążków użyto do próby oszacowania wpływu kwaśnych opadów atmosferycznych na tempo rozkładu materii organicznej. Pomiar przeprowadzono w dwóch dolinach tatrzańskich (o różnym podłożu, granitowym i wapiennym) pozostających pod wpływem kwaśnych opadów atmosferycznych (Grodzińska-Jurczak, niepublik.).

Czynniki wpływające na tempo dekompozycji materii organicznej

Wśród czynników wpływających w największym stopniu na dekompozycję materii organicznej należy wymienić przede wszystkim czynniki naturalne: skład mechaniczny i typ gleby siedliska, procesy biologiczne tam zachodzące, stosunki wodne, skład gatunkowy flory i fauny glebowej, orografia terenu i warunki meteorologiczne oraz czynniki antropogeniczne tj. obecność zanieczyszczeń atmosferycznych (w tym kwaśnych opadów atmosferycznych) (Kuźniar, 1951, 1956; Jakubczyk, 1969; Zacharczenko, 1961; Zawiślak, 1966; Karwowska i Symonides, 1972; Heal i in., 1974; Grodziński i in., Grodzińska-Jurczak, niepublik.).

Znaczny spadek w tempie rozkładu krążków bibułowych wraz ze wzrostem bezwzględnej wartości i ekspozycji terenu opisano w Tatrach. Najniższe tempo dekompozycji (10-30% w ciągu dwóch lat badań) miało miejsce w piętrze turni i kosodrzewiny ze słabo wykształconą warstwą gleby (Grodzińska-Jurczak, niepublik.). Analogiczne wyniki opisano na stanowiskach wysokogórskich w tundrze skandynawskiej, gdzie tempo rozkładu w ciągu 1,5 roku badań osiągał 6-14% (Erg i in., 1975). W badaniach nad aktywnością gleby na stokach najstabszą aktywność stwierdzono na grzbiecie wzgórza, nieco silniejszą na zboczu i najsilniejszą u podnóża wzniesienia (Zawiślak, 1966). Słaby rozkład sączków bibułowych

obserwowano w miejscach z dużą ilością grubszych części kamienistych, szkieletowych oraz stosunkowo małą ilością części ziemistych (Kuźniar, 1951).

Rozkład materii organicznej pozostaje w ścisłym związku z typem podłoża, gleby oraz zawartością substancji próchnicznej. Procesy dekompozycji na terenach o podłożu niewapiennym (kwaśne skały metamorficzne i dolomity) przebiegają naturalnie wolniej, aniżeli w miejscach pokrytych skałami wapiennymi z większą ilością materiału organicznego (Wesemael i Veer, 1992). Kuźniar (1951) w badaniach w Pienińskim Parku Narodowym zaszeregował gleby według tempa rozkładu błonnika. W ciągu rocznych badań najszybsza dekompozycja przebiegała w glebach inspektowych (100%, potem w glebach typu detto pokrytych przez drzewostan sosnowy (57-64%), glebie mułowo błotnej (zrąb olszowy - 11-34%), glebach piaszczystych (drzewostan sosnowy - 19-24%) i wreszcie wzgórkach piaszczystych (drzewostan sosnowy - 0%). Zróżnicowanie współczynników szybkości rozkładu (iloraz różnicy ciężaru sączków na początku i na końcu badań do okresu obserwacji) w związku z typem gleby w dwóch latach obserwacji podaje Bandała-Ciołczyk (1985). Najwolniejszy rozkład krążków występował w glebach brunatnych słabo wyługowanych, następnie w glebie brunatnej wyługowanej, brunatno kwaśnej, skrytobelicowej i bielicowej. Rozkład błonnika w najbardziej górnych warstwach gleby (poziom A1, 0-10cm) zachodził na ogół energicznie we wszystkich typach lasu z wyjątkiem boru sosnowego, w głębszych warstwach profilu, rozkład krążków był znacznie intensywniejszy w lasach na lepszych siedliskach (z wyjątkiem grądu wysokiego, gdzie rozkład błonnika przebiegał wolniej). Sytuacja kształtuje się odmiennie w glebach typowo górskich, w miarę głębokości profilu następuje obniżanie tempa rozkładu (Kuźniar, 1951). Ze względu na obecność substancji próchnicznej i pyłowo-ilastej w górnych próchnicznych warstwach profilu glebowego rozkład materii organicznej pozostaje również w związku z ilością tych substancji. W Tatrach najszybsze tempo dekompozycji (90% po 20 miesiącach ekspozycji) obserwowano na stanowiskach ze słabo wytworzoną warstwą próchniczną (Dolina Waksmundzka) [Korohoda i Zawisza, 1964; Grodzińska-Jurczak, niepublik.]. Podobne dane podaje Kuźniar (1951), opisując 68-100% tempo rozkładu krążków bibułowych w ciągu roku na terenach z ubogą warstwą próchniczną. W Tatrach silniejszy rozkład materii organicznej (100% dekompozycji w ciągu 17 miesięcy) obserwowano na stanowiskach niżej usytuowanych (wapienna Dolina Miętusia), gdzie warstwa próchnicza była bardzo dobrze wykształcona).

Intensywność rozkładu błonnika pozostaje w widocznej zależności z zawartością węgla i azotu w glebie. Na siedliskach borowych stosunek C:N był wysoki, zaś na siedliskach lasowych znacznie niższy (Królikowski i Walendziak, 1961; Jakubczyk, 1969; Bandała-Ciołczyk, 1985). Wieloletnie nawożenie ornej warstwy gleby różnymi dawkami NPK wpływało sprzyjająco na rozkład błonnika, optymalna dawka wynosiła 300 kg NPK (Miklaszewski, 1974). Analogiczne oddziaływanie stwierdzono przy dodatku mieszaniny NPK, CA, Mg i Na. Wskazywałoby to na stymulujący wpływ składników mineralnych na formowanie się aktywności gleby leśnej (Chruściak i in., 1978).

Tempo dekompozycji materii organicznej jest uzależnione także od typu roślinności pokrywającej dany teren, co z kolei wynika z wcześniej opisanych warunków glebowych. Całkowity rozkład krążków w okresie krótszym niż rok obserwowano na terenach porośniętych lasami liściastymi (buk i olcha) (Kuźniar, 1948; Heal i in., 1974). Wolniejszej

dekompozycji ulegały krążki w lasach sosnowych (Kuźniar, 1956), najniższe tempo rozkładu zaś stwierdzano w płatach boru dolnoregłowego lub sztucznych świerczynach (kolejno 89-100% i 67% w ciągu roku) (Kuźniar, 1951, 1956; Heal i in., 1974, Grodzińska-Jurczak, niepublik.). Na łąkach naturalnych śródleśnych, porośniętych zespołami rzędu *Stellario-Deschampsietum*, aktywność biologiczna gleb była słabsza aniżeli pod zespołami rzędu *Arrenatheratalia* (Jakubczyk, 1969). Błędna gospodarka leśna (wprowadzanie i obsadzanie niewłaściwymi gatunkami drzew i roślinności zielnej) może mieć znaczny wpływ na procesy glebowe na tych terenach. Drzewostany sosnowe i świerkowe w Pieninach spowodowały osłabienie procesów rozkładu w stosunku do drzewostanu olchowego porastającego naturalnie siedlisko (Kuźniar, 1951).

Procesy dekompozycji uzależnione są również od warunków klimatycznych. Niska temperatura wpływa niesprzyjająco na rozkład materii organicznej (Jakubczyk, 1969; Heal i in., 1974). Kuźniar (1956) w badaniach nad tempem dekompozycji krążków w różnych typach gleb podaje niewielkie różnice w rozkładzie materii pomiędzy sezonami. Podobnie w Tatrach pomimo silniejszej aktywności gleby w miesiącach letnio-jesiennych, nie stwierdzono wyraźnego wpływu pory roku na rozkład ściółki (Grodzińska-Jurczak, niepublik.). Brak różnic pomiędzy sezonami w tempie dekompozycji może wynikać ze specyfiki klimatu górskiego z charakterystycznymi przesunięciami w okresie trwania pór roku. Inne rezultaty przedstawiają Karwowska i Symonides (1972) i Zacharczenko (1961) wskazując na najsilniejszy rozkład krążków w miesiącach wiosennych i letnich w okresie wegetacyjnym. Z innych czynników klimatycznych wpływających na tempo rozkładu krążków należy również wymienić wielkość opadu atmosferycznego. Naturalnie podwyższone nawodnienie gleby zwiększa aktywność drobnoustrojów celulozowych dwukrotnie (Miklaszewski, 1974; Chruściak i in., 1978).

Do sprawnego przebiegu rozkładu materii organicznej w ściółce, glebie i wodzie konieczna jest obecność mikroorganizmów i saprofagów (Baath i in., 1980; Laskowski, 1988). Najistotniejszy wpływ na rozkład materii organicznej mają następujące bakterie glebowe: *Pseudomonas*, *Achromobacter*, *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Chromobacterium*, *Clostridium*, *Mycobacterium*, *Nocardia* (w przyp. celulozy to: *Cytophag*, *Angiococcus*, *Polyangium*, *Cellulomonas*, *Streptomyces*), grzyby: *Aureobasidium pullulans*, *Phoma* sp., *Phomopsis* sp., *Epicoccum* sp., i grzyby celulozowe: *Aspergillus*, *Chaetomium*, *Fusarium*, *Trichoderma*) oraz przedstawiciele mezofauny (*Acari*, *Collembola*) [Bandoła-Ciołczyk, 1985; Laskowski, 1988; Fischer i Kidawa, 1993]. Do dzisiaj istnieją podzielone sądy na temat, która z grup organizmów ma większy udział w procesach rozkładu. W obecnym doświadczeniu przyjmujemy jednak, iż czynnikiem limitującym rozmiar destruentów będzie przekrój oczek siatki nylonowej, w której umieszczono krążki celulozowe (ok. 1 mm).

Poza już opisanymi naturalnymi czynnikami determinującymi tempo dekompozycji krążków bibułowych należy wymienić także czynniki pochodzenia antropopresyjnego (w tym kwaśne opady atmosferyczne). W wielu badaniach z symulowanym kwaśnym opadem atmosferycznym stwierdzono obniżenie tempa dekompozycji tak celulozy jak i woreczków ściółkowych (litter bags) (Baath i in., 1986; Hovland i in., 1980; Berg, 1986a i b; Hagvar, 1989). Tempo dekompozycji materii organicznej na poletkach traktowanych deszczem o odczynie 3 i 2,5 było, średnio niższe o 8-12% w skali rocznej w stosunku do poletek kontrolnych (Berg, 1986; Hagvar, 1989). Inne badania pokazują, iż kwaśne opady atmo-

sferyczne oraz sam dwutlenek siarki mogą przyczynić się do obniżenia tempa dekompozycji materii organicznej. Ekspozycja na różne dawki dwutlenku siarki powodowało 10% redukcję jej rozkładu. Powyższe badania zostały potwierdzone także laboratoryjnie (Laskowski, 1988). W cytowanych wyżej badaniach tatrzańskich obie doliny pozostawały pod wpływem kwaśnego opadu atmosferycznego, różniącego się znacznie odczynem i ilością (kolejno dla Doliny Waksmundzkiej i Miętusiej średnie roczne i ilości opadu atmosferycznego, pH=4,5 i X=169 mm, pH=5,5 i X=116 mm) (Grodzińska-Jurczak, niepublik.). Kwaśny opad atmosferyczny może ulec znacznemu zneutralizowaniu opadając na podłoże silnie zbuforowane (Dolina Miętusia). Podłoże o szczątkowej pojemności buforowej natomiast (Dolina Waksmundzka) jest o wiele bardziej wrażliwe na działanie kwaśnego deszczu. Obniżenie tempa rozkładu materii organicznej może tłumaczyć jedynie fakt zmiany odczynu podłoża po dodaniu kwaśnego opadu bądź podwyższenie stężenia konkretnych jonów (w zależności od składu opału) lub naruszenie równowagi jonowej (Berg, 1986a). W obu dolinach w Tatrach opad atmosferyczny po przejściu przez korony drzew, osiągając dno lasu (throughfall) był znacznie wzbogacony w jony siarczanowe. Ich stosunkowo duża ilość w opadzie podkoronowym mogła przyczynić się do obniżenia tempa dekompozycji krążków (Grodzińska-Jurczak, niepublik.). Także w przypadku krążków ekspozycyjnych w strumieniach zaznaczył się silny wpływ odmiennego podłoża (granit, wapień) na tempo ich dekompozycji. Średni odczyn strumienia na trzech najwyższych stanowiskach w granitowej Dolinie Waksmundzkiej wynosił pH=5,2 podczas gdy zbuforowanego podłoża Doliny Miętusiej nie wpływał na zmianę chemizmu potoku (Grodzińska-Jurczak, niepublik.). Mulholland i in., (1987) stwierdzili znaczne obniżenie tempa dekompozycji liści klonu (*Acer saccharum*) przy niskim pH wody. Woreczki ściółkowe pozostawiane w strumieniach o różnym odczynie ulegały dekompozycji najszybciej w wodzie o pH=6,4 następnie 5,7 i 5,0 najwolniej zaś w potoku o odczynie równym 4,5. Analogiczne wyniki otrzymali Osgood i Boylen (1992) obserwując tempo rozkładu także liści klonu w strumieniach o odczynie 4,5-7,0. Obniżoną dekompozycję detrytusu roślinnego opisano także w zakwaszonych jeziorach kanadyjskich oraz wodnych zbiornikach po eksploatacji węgla brunatnego (Francis i in., 1984).

Na terenach znajdujących się pod wpływem oddziaływania zanieczyszczeń przemysłowych śnieg wydajnie je akumuluje (Jeffries, 1990). W przypadku granitowej Doliny Waksmundzkiej pokrywa śnieżna zalegała znacznie dłużej aniżeli w Dolinie Miętusiej. Było to głównie spowodowane dużo większą bezwzględną wysokością tej pierwszej. Równocześnie ilość głównie siarczanów oraz metali ciężkich przynoszonych tam wraz z emisją przemysłową była znacznie większa. To z kolei mogło przyczynić się do dodatkowego zahamowania tempa rozkładu materii organicznej (Grodziński i in., 1990), Grodzińska-Jurczak, niepublik.). W przypadku krążków ekspozycyjnych w strumieniu w Tatrach w dolinie granitowej do niższego tempa dekompozycji mogły się przyczynić zwiększone przepływy wody podczas topnienia śniegu. Pokrywa śnieżna, znacznie dłużej zalegająca dno Doliny Waksmundzkiej aniżeli Miętusiej, zawierała znaczne ilości substancji pochodzących z emisji przemysłowych. W czasie roztopów mogły one dodatkowo hamować tempo rozkładu krążków bibułowych (Jeffries, 1990).

Wyniki licznych badań wskazują jednoznacznie, iż kwaśne opady atmosferyczne powodują zmniejszenie tak liczebności jak i różnorodności gatunkowej mikroorganizmów i fauny glebowej. Stwierdzono, iż wraz ze wzrostem zakwaszenia gleby nastąpiło zmniejszenie

ilości organizmów glebowych we wszystkich trzech poziomach glebowych. Zmieniła się także fauna glebowa. Efekty działania kwaśnego deszczu widoczne były jeszcze 5 lat po zakończeniu eksperymentu (Baath i in., 1986).

W Tatrach, w dolinie o ubogim podłożu kwaśnym aktywność biologiczna gleb była niższa aniżeli w dolinie wapiennej. Niektóre z organizmów mogły być zaadaptowane bardziej do środowiska naturalnie kwaśnego, aniżeli te w środowisku o glebie zbuforowanej, bogatej w składniki odżywcze (Wolters, 1991; Grodzińska-Jurczak, niepublik.).

Jak w przypadku ekosystemów leśnych tak i wodnych dekompozycja materiału organicznego jest silnie związana z aktywnością mikroorganizmów oraz saprofagów. Dotychczas nie jest jednak wyjaśnione czy wyraźne obniżenie tempa mineralizacji materiału roślinnego wynika ze zmniejszonej aktywności mikrobiologicznej czy raczej mniejszej, w porównaniu do nie zakwaszonych środowisk ilości żywiącej się detrytusem makrofauny. Obecnie większość autorów przychyliła się raczej do poglądu, iż kwaśny odczyn wody może wpływać negatywnie na obie grupy organizmów, powodując tym zaburzenie procesów dekompozycji (Osgood i Boylen; 1992). W badaniach Mulhollanda i in. (1991) w zakwaszonych strumieniach stwierdzono obniżoną ilość drobnoustrojowego ATP używanego jako wskaźnika całkowitej biomasy bakterii występujących na liściach. Także ilość znakowanej trytem tymidyny wbudowanej do genomu bakterii była mniejsza w próbkach pobranych ze strumienia o niskim pH. Sugerowało to zmniejszone tempo podziałów komórek bakteryjnych, a więc w efekcie mniejszą szybkość przyrostu ich ilości w zakwaszonych zbiornikach.

Zakwaszenie wody wpływało w mniejszym stopniu na liczebność makrofauny. Jedynie w przypadku jętek (*Ephemeroptera*) przy niskim pH zauważono znaczny spadek zarówno całkowitej liczby jak też i różnorodności klas wewnątrz rzędu (Mulholland i in., 1991). W badaniach tatrzańskich nie prowadzono badań nad fauną wodną. Przypuszczać jednak należy, iż Potok Waksmundzki położony w znacznie uboższym siedlisku niż Potok Miętusi posiada mniej różnorodny skład gatunkowy mikroorganizmów i saprofagów. Dodatkowy czynnik zakwaszenia może jeszcze powiększać dysproporcję potencjalnych dekomponentów pomiędzy obu dolinami (Grodzińska-Jurczak, niepublik.).

Obniżanie tempa procesów dekompozycji materii organicznej tak w ekosystemach lądowych jak wodnych jest w pewnych granicach pożyteczne i pożądane. Dodatkowo zmagazynowana materia przeciwdziała erozji i jałowieniu gleb oraz reguluje gospodarkę materiałową i wodną ekosystemów. Zbytne zahamowanie dekompozycji grozi jednak gromadzeniem się materii organicznej aż do momentu wyłączenia większości puli pierwiastków biogennych z obiegu, co obniża produkcję pierwotną, a w ostateczności może powodować wymieranie lasów (Prinz, 1987; Laskowski, 1988; Osgood i Boylen, 1992).

Wnioski

- Ze względu na stały i znany skład chemiczny krążków bibuły filtracyjnej, ich ekspozycja jest jedną z bardziej wiarygodnych metod do badań porównawczych tempa rozkładu materii organicznej (celulozy) w różnych siedliskach (ściółce, glebie i wodzie).

- Tempo rozkładu krążków z powodzeniem może być stosowane w gospodarce leśnej do określania aktywności gleb, a przez to również składu gatunkowego drzew i krzewów do zadrzewień.
- Na podstawie prowadzonych dotychczas badań czynnikami warunkującymi tempo rozkładu materii organicznej w największym stopniu są: bezwzględna wysokość n.p.m., ekspozycja terenu skład mechaniczny i typ podłoża, gleby, typ roślinności, warunki klimatyczne (temperatura, ilość opadu atmosferycznego), zawartość substancji próchnicznej, skład gatunkowy mikroorganizmów i saprofitów biorących udział w procesach rozkładu oraz zanieczyszczenia przemysłowe (metale ciężkie, kwaśne opady).
- Zbyt wysokie zahamowanie tempa dekompozycji materii organicznej może doprowadzić do zbyt dużego zgromadzenia, powodując w ekstremalnych warunkach wyłączenie niektórych biogenów z obiegu, obniżenie produkcji pierwotnej, a w konsekwencji zamieranie lasów.

Podsumowanie

Procesy dekompozycji materii organicznej warunkują prawidłowe funkcjonowanie ekosystemów, w tym głównie oddziaływać na krążenie materii. W związku ze zróżnicowanym składem chemicznym ściółki leśnej, będącej głównym magazynem materii organicznej, prowadzono badania nad tempem dekompozycji poszczególnych jej składników (w tym celulozy) przy użyciu różnych technik. Jedną z nich jest technika krążków bibuły filtracyjnej. Ze względu na stały i znany skład chemiczny krążków metoda ta pozwala na dużą porównywalność wyników obserwacji prowadzonych w różnych siedliskach. Metodę tę stosowano do szacowania tempa dekompozycji roślinności zielnej, aktywności biologicznej różnych rodzajów gleb, badania tempa dekompozycji w zależności od orografii i ekspozycji terenu, różnego stopnia nawodnienia gleb ściekami i wodą oraz zanieczyszczenia substancjami przemysłowymi. Tempo rozkładu materii organicznej uzależnione jest od wielu czynników naturalnych (skład mechaniczny i typ gleby, stosunki wodne, skład gatunkowy flory i fauny glebowej, orografia terenu, warunki meteorologiczne) i antropogenicznych (zanieczyszczenia przemysłowe, w tym kwaśne opady atmosferyczne). Tempo procesów dekompozycyjnych jest regulowane naturalnie, jednak w przypadku chronicznego lub w dużych dawkach oddziaływania różnego rodzaju zanieczyszczeń przemysłowych może nastąpić nienaturalnie wysokie zahamowanie tempa procesów rozkładu, prowadząc do zaburzeń w prawidłowym funkcjonowaniu ekosystemów.

Literatura

1. **Baath E., Berg B., Lohm U., Lundgren B., Lundkvist H., Rosswall T., Sodestrom B., Wiren A.:** Effects of experimental acidification and liming on soil organisms and decomposition in a Scots pine forest. *Pedobiologia* 1986 Vol. 20.
2. **Bandola-Ciołczyk E.:** Rozkład celulozy jako miara aktywności biologicznej gleb na powierzchni badań. PAN, Zakł. Ochr. Przyr. I Zas. Nat., *Studia Nature. Ser. A* 1985.

3. **Berg B.:** The influence of experimental acidification on needle litter decomposition in a *Picea abies* L forest. *Scand. J. For. Res.* 1986a Vol. 1.
4. **Berg B.:** The influence of experimental acidification on nutrient release and decomposition rates of needle and root litter in the forest floor. *Forest Ecology and Management* 15 Vol. 1.
5. **Berg B., Karenlampi L., Veum A. K.:** Comparisons of decomposition rates measured by means of cellulose. *Ecol. Stud.* 1975 Vol. 16.
6. **Chruściak E., Kulińska D., Romanow J.:** Mikrobiologiczny rozkład celulozy w glebie nawożonej i nawadnianej ściekami. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* 1978 Vol. 204.
7. **Fischer Z. i Kidawa A.:** Kilka uwag o wskaźnikowej ocenie intensywności rozkładu materii organicznej. W: *Karkonoskie Badania Ekologiczne, I Konferencja, Wojnowice, 3-4 grudnia 1992.* Oficyna Wyd. Inst. Ekologii, Dziekanów Leśny 1993.
8. **Francis A. J., Quimby H. L., Hendrey G. R.:** Effects of lake pH on microbial decomposition of allochthonous litter. W: *G. R. Hendrey and J. I. Tasley (red.) Early biotic responses to advancing lake acidification.* Blackwell Scientific Publication, Oxford, England. 1984.
9. **Grodziński W., Greszta J., Laskowski R., Maryański M., Rożen A.:** Effect of the chemical composition of industrial dusts on forest floor organic matter accumulation. *Water, Air and Soil Pollution* 1990 Vol. 53.
10. **Grodzińska-Jurczak M.:** Wpływ kwaśnych opadów atmosferycznych na środowisko Doliny Waksmundzkiej w Polskich Tatrach Wysokich. Praca doktorska, Uniwersytet Jagielloński, Kraków, 1-97, Tabela 1-13, Ryciny 1-15, Fotografie 1-6, Mapy 2, Załączniki 2. 1994.
11. **Hagvar S.:** Soil biology: Decomposition and soil acidity. W: *Long term experiments with acid rain in Norwegian forest ecosystems.* Ed. G. Abrahamsen, A. O. Stuanes, B. Tveite. Springer-Verlag 1989.
12. **Heal O., Howson G., French D. D., Jeffers N. R.:** Decomposition of cotton strips in tundra. W: *Soil organisms and Decomposition in Tundra,* A. J. Holding i in. (red.) 1974.
13. **Hovland J., Abrahamsen G., Ogner G.:** Effects of artificial acid rain on decomposition of spruce needles and on mobilisation and leaching of elements. *Plant and Soil* 1980 Vol. 56.
14. **Jakubczyk H.:** Varietas of microbiological activity in a meadow community. *Ekol. Pol. Ser. A.* 1969 T. 17.
15. **Jeffries D.:** Snowpack storage of pollutants, released during melting, and impact on receiving waters. W: *Acidic Precipitation. Soils, Aquatic Processes and Lake Acidification.* Norton S. A., S. E. Lindberg and A. L. Page (red.), Springer Verlag. 1990 Vol. 4.

16. **Karwowska J., Symonides E.:** Wstępne badania nad rozkładem błonnika w glebach leśnych rezerwatu Las Piwnicki. Preliminary studies on cellulose decomposition in soils of the Piwnice Forest. Zesz. Nauk. Uniw. M. Kopernika w Toruniu, 2, 30 Biol. XV. 1972.
17. **Korohoda J. I Zawisza W.:** Badania nad rozkładem błonnika w strefie systemu korzeniowego ważniejszych gatunków traw w zróżnicowanych warunkach ekologicznych. Roczn. Nauk. Roln. 1964. 89, A-3.
18. **Królikowski L. I Walendziak J.:** Porównanie metody biologicznej i chemicznej określających stopień rozkładu ściółek i próchnic leśnych w różnych typach lasu Białowieskiego. Roczn. Gleb. Zesz. 1961. Dod. Do T. 10.
19. **Kuźniar K.:** Badania nad rozkładem błonnika w glebach leśnych. Inst. Bad. Leśn. Rozpr. I Spraw. 1948. Vol. 50.
20. **Kuźniar K.:** Energia rozkładu błonnika w glebach Parku Narodowego w Pieninach. Acta Hydrobiol. Polonica. 1951. Vol. 1.
21. **Kuźniar K.:** Rozkład błonnika przez drobnoustroje w glebie leśnej w okresie zimowym. Ekol. Polska. 1953. Vol. 1.
22. **Kuźniar K.:** Energia rozkładu błonnika w glebach leśnych. Ekol. Polska 1956. Vol. 4.
23. **Laskowski R.:** Rozkład ściółki w ekosystemach leśnych a zanieczyszczenia przemysłowe (Forest litter decomposition and industrial pollution). Wiad. Ekol. 1988 T. 34 Vol. 1.
24. **Mikłaszewski S.:** Wpływ wieloletniego nawożenia wysokimi dawkami NPK i nawadniania na aktywność drobnoustrojów celulozowych w ornej warstwie gleby. Kom. Biol. I Pol. Tow. Gleb. 1974. Vol. 12.
25. **Mulholland P. J., Palumbo A. V., Elwood J. W., Rosemond A. D.:** Effects of acidification on leaf decomposition in streams. J. N. Am. Benthol. Soc. 1987. Vol. 6 (3).
26. **Mulholland P. J., Driscoll Ch. T., Elwood J. W., Osgood M. P., Palumbo A. V., Rosemond A. D., Smith M. E., Schofield C.:** Effects of acidification on bacteria, macroinvertebrates, and fish: A comparison between North-Temperate and South-Temperate mountain streams, USA, 1991. (nie publikowane).
27. **Osgood M. P. i Boylen Ch. W.:** Microbial leaf decomposition in Adirondack streams exhibiting pH gradients. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 1992. Vol. 49.
28. **Prinz B.:** Acidic precipitation. Formation and impact on terrestrial ecosystems. VDI Kommission Reinhaltung der Luft Verein. Deutscher Ingenieure. 1987.
29. **Ratliff R. D.:** Decomposition of filter paper and herbage in meadows of the high Sierra Nevada: preliminary results. USDA Forest Serv. Res. Note PSW-308. Pacific Southwest Forest and Range Exp. Stn., Berkeley. 1976.

30. **Sienkiewicz J., Małachowska J.:** Charakterystyka opadu ściółki wgrądzie i w borze mieszanym w rezerwacie Grzędy. Sylwan. 1989. Vol. 6.
31. **Smyk B. i Miłkowska A.:** Badania nad wpływem nawożenia organiczno-mineralnego na aktywność biologiczną gleb pastwisk górskich. Roczn. Nauk. Roln. 1958. Vol. 72, T. 3.
32. **Wesemael B. i Veer M. A. Cvan.:** Soil organic matter accumulation, litter decomposition and humus forms under mediterranean-type forest in southern Tuscany, Italy. J.of Soil Science. 1992. Vol. 43.
33. **Wolters V.:** Effects of acid rain on leaf-litter decomposition in a beech forest on calcareous soil. Biol. Fertil. Soils. 1991. Vol. 11.
34. **Zacharczenko A. F.:** Rozłożeniye cellulozy w zonalnych poczwach Tadżikistanu. Poczwowied. (ros.). 1961. Vol. 2.
35. **Zawiślak K.:** Aktywność biologiczna gleb na stoku pod trwałym zadarnieniem i w uprawie. Zesz. Nauk. WSR w Olsztynie. 1966. Vol. 22, 530.

*Z Instytutu Biologii Środowiskowej
Uniwersytetu Jagiellońskiego.*

Summary

Cellulose Decomposition and Factors Influencing Decay Processes

Besides litter bags filter papers (lignine, fiber) are used as indicators of organic matter decomposition rate in litter, soil and water. According to a constant and known chemical content of filter paper such a method allows to a high comparability of study results maintained at various sites. Rate of organic matter decomposition depends on various natural (bedrock, soil type, water content of the site, soil flora and fauna composition, meteorological conditions) and antropogenic factors (industrial pollution) which is discussed below.