



Otrzymano: 14 maja 2017
Zaakceptowano: 13 lipca 2017
Udostępniono online: 11 września 2017

Charakterystyka wybranych właściwości gleb zasiedlanych przez nawłóć kanadyjską

Characteristics of selected properties of soils inhabited by canadian goldenrod

Aleksandra BIELECKA*

Zakład Badań Środowiskowych i Edukacji Przyrodniczej, Instytut Biologii, Uniwersytet Przyrodniczo-Humanistyczny, ul. Prusa 12, 08-110 Siedlce, Polska

Streszczenie: Wśród roślin inwazyjnych w ostatnich latach na terenie Polski coraz więcej notuje się stanowisk zasiedlanych przez rodzaj *Solidago* sp. Spośród gatunków reprezentujących *Solidago* sp. powszechnie występuje gatunek *Solidago canadensis* L. Gatunek ten na teren Europy został introdukowany z Ameryki Północnej. Na terytorium naszego kraju jego obecność notuje się w siedliskach naturalnych i synantropijnych. Mimo wielu doniesień literaturowych na temat inwazyjności *Solidago canadensis* L. niewiele prowadzi się badań dotyczących charakterystyki siedlisk. Analiza próbek gleby pobranych na terenie i w okolicy Mińska Mazowieckiego na stanowiskach, na których odnotowano obecność nawłoci kanadyjskiej wykazała, że roślina ta zasiedla gleby o zróżnicowanej zawartości (2.28–8.50%) materii organicznej oraz o zróżnicowanym odczynie (pH: 4.3–7.5). Charakteryzuje się także szerokim zakresem tolerancji na zawartość metali ciężkich (Pb, Zn, Cu i Mn) w glebie.

Słowa kluczowe: gatunek inwazyjny, *Solidago canadensis*, metale ciężkie, pH, materia organiczna

Abstract: In recent years, among the invasive plants there has been noted a greater number of habitats of the *Solidago* sp. genus on the territory of Poland. The genus is commonly represented by *Solidago canadensis* L. species. This species was brought to Europe from North America. It grows on the territory of our country in natural and synanthropic habitats. Although there are many literature reports on the invasiveness of *Solidago canadensis* L., little is known about characteristics of its habitats. Analysis of soil samples taken in the Mińsk Mazowiecki and in the neighborhood at the sites where canadian goldenrod occurred showed that this plant grows in habits of various organic matter content (2.28–8.50%) and of wide range of soil pH (4.3–7.5). It is also tolerant to heavy metals (Pb, Zn, Cu and Mn) in soil.

Keywords: invasive species, *Solidago canadensis*, heavy metals, pH, organic matter

1. Wstęp

Nawłóć kanadyjska (*Solidago canadensis* L.) reprezentuje rodzaj *Solidago*, który w Europie zaliczany jest do najbardziej rozpowszechnionych inwazyjnych taksonów [1]. Roślina ta została introdukowana na teren Europy z Ameryki Północnej w XVIII wieku. Na terytorium Polski notowana jest od II połowy XIX wieku. Gatunek ten istotnie poszerzył zakres swojej lokalizacji w ciągu ostatnich 50 lat [2]. Rozprzestrzenieniu się *Solidago* sp. sprzyjają zasobność gleb w azot, fosfor i wodę, a także światło i odpowiednia temperatura [3]. Inwazja na nowe tereny w Europie może wiązać się z allelopacyjnym oddziaływaniem nawłoci [4]. Wszystkie gatunki z rodzaju *Solidago* mają wpływ na patogeny glebowe i gatunki innych rosnących w pobliżu roślin. To działanie jest wynikiem produkowanych metabolitów wtórnych, które mogą wykazywać właściwości allelopacyjne. Ekspansja *Solidago* związana jest z szybkim wzrostem klonalnym rośliny, a także wytwarzanymi w dużej ilości nasionami, które rozsiewane są przez wiatr [5]. *Solidago canadensis* porastając obszary łakowe negatywnie oddziałuje na bioróżnorodność zapylających owadów [6]. Jako gatunek inwazyjny wpływa niekorzystnie na występowanie

ptaków żyjących na terenach łąk, a także na ograniczenie ilości stawnogów [7, 8]. Roślina ta od 700 lat jest stosowana w Europie jako lekarstwo w chorobach układu moczowego i reumatyzmu. Ma też działanie przeciwpalne. Jej właściwości przeciwbakteryjne związane są z występowaniem tymolu, karwakrolu i innych terpenów obecnych w olejku eterycznym [9].

Nawłóć kanadyjska jest wieloletnią rośliną rozmnażającą się generatywnie i wegetatywnie [10]. To gatunek ruderalny, dominuje na polach odłogowanych, dlatego też jest uważany za biowskaźnik odłogów [11, 12]. Roślina spotykana jest także na składowiskach odpadów komunalnych [13], zwałowiskach po górnictwie węgla kamiennego [14]. Mimo wielu doniesień literaturowych [15–18] na temat inwazyjności *Solidago canadensis* niewiele prowadzi się badań dotyczących charakterystyki siedlisk tej rośliny, w tym także zawartości w podłożu metali ciężkich. W ramach niniejszej pracy podjęto badania, których celem była ocena wybranych właściwości chemicznych gleby, w tym pH, zawartości materii organicznej oraz zawartości metali: Cu, Zn, Mn i Pb w siedliskach, na których odnotowano obecność nawłoci kanadyjskiej.

2. Część eksperymentalna

Próbki gleby do badań pobrano jednorazowo we wrześniu 2016 roku z 16 stanowisk na terenie miasta (nr próbek: 1–8)

* Autor korespondencyjny.
Adres e-mail: aleksandrab@onet.eu (A. Bielecka).

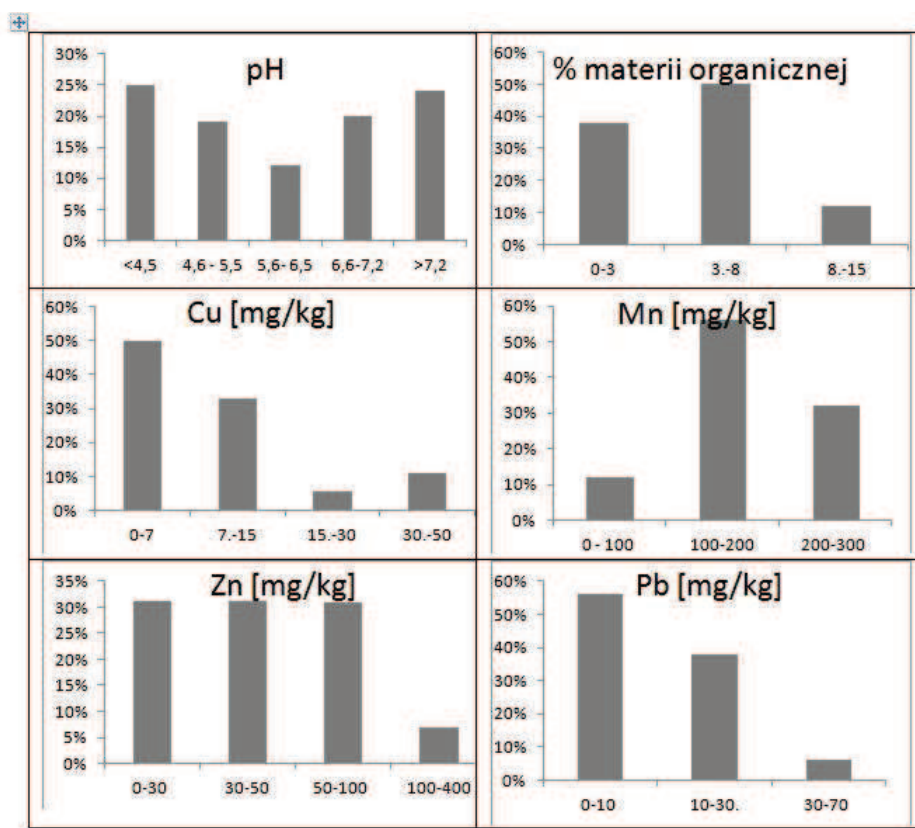
i w okolicy Mińska Mazowieckiego (nr próbek: 9–16) (woj. mazowieckie). Do badań wytypowano stanowiska, na których nawłóć zajmowała powierzchnię przynajmniej 100 m². Stanowiska 1–3 oraz 5–8 zlokalizowane były na nieużytkowanych działkach w pobliżu tras komunikacyjnych. Stanowisko 4 znajdowało się obok oczyszczalni ścieków w Mińsku Mazowieckim. W przeszłości w miejscu tym składowany był osad ściekowy z oczyszczalni oraz gęste frakcje ze ścieków komunalnych, dowożonych do oczyszczalni wozami asenizacyjnymi. Stanowiska 9–16 w większości były to nieużytki rolne (pola odłogowane) położone m.in. wśród łąk. Próbkę gleby pobrano za pomocą łaski Egnera z powierzchniowej warstwy gleby z głębokości 0–20 cm. Z każdego poletka pobrano po 5 próbek, które po zmieszaniu stanowiły próbę reprezentatywną. W laboratorium próbki gleby suszono napowietrznie, następnie przesiewano przez sito o średnicy oczek 2 mm. W dalszej kolejności w próbkach gleby oznaczano: odczyn w 1 M KCl, zawartość materii organicznej poprzez spalenie 5-gramowych naważek gleby w piecu muflowym w temperaturze 550°C do uzyskania stałej masy. Dodatkowo 1-gramowe próbki gleby spalono wstępnie w piecu muflowym w temperaturze 420°C, a następnie poddano je mineralizacji mikrofalowej z dodatkiem 3 ml stężonego HNO₃ (cz.d.a.) i 1 ml 30% nadtlenku wodoru (cz.d.a.). Po mineralizacji roztwór przeniesiono do kolb miarowych (V = 50 ml) i uzupełniono wodą destylowaną do kreski. W dalszej kolejności w roztworach metodą AAS oznaczono zawartość metali: Cu, Zn, Mn i Pb. Zawartość metali oznaczono przy długości fali: Cu – 324.8 nm, Zn – 213.9 nm, Mn – 279.5 nm, a Pb – 217.0 nm. Wszystkie analizy wykonano w trzech powtórzeniach.

3. Wyniki i dyskusja

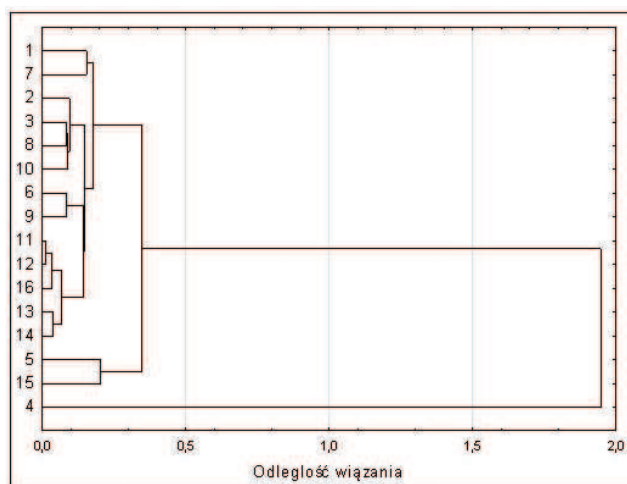
Pomiary pH próbek gleby, na których występowała nawłóć kanadyjska charakteryzowały się szerokim zakresem zmienności pH: od wartości 4.3 do 7.5 (Rysunek 1). W 25% badanych próbek gleba miała odczyn silnie kwaśny (pH < 4.5) w 19% próbek – odczyn kwaśny (pH: 4.6–5.5), w 12% próbek charakteryzowała się odczynem lekko kwaśnym (pH: 5.6–6.5). Gleby o odczynie obojętnym (pH w zakresie: 6.6–7.2) stanowiły 19%, a o odczynie zasadowym (pH > 7.2) stanowiły 25% badanych próbek. Wyniki te wskazują, że odczyn gleby nie jest czynnikiem limitującym występowanie *Solidago canadensis*. Jako gatunek inwazyjny roślina wkracza w siedliska charakteryzujące się szeroką amplitudą pH [19].

Elementem wpływającym na żyzność gleb jest zawartość w nich materii organicznej, na którą znaczący wpływ mają czynniki: siedliskowy i antropogeniczny [20]. W większości stanowisk, na których stwierdzono obecność nawłóci zawartość materii organicznej w glebie nie przekraczała 8%.

Analiza występowania metali ciężkich w glebie wykazała, że nawłóć występuje zarówno na stanowiskach charakteryzujących się naturalną zawartością: Cu, Zn, Mn i Pb, jak również na stanowiskach o podwyższonej, w stosunku do wartości naturalnej, zawartości metali. Naturalną zawartość metali ciężkich w glebach kształtują: skała macierzysta, skład granulometryczny gleby, a także procesy wietrzenia [21]. Jako naturalne zawartości metali w glebach naturalnych, niezmienionych przez działalność człowieka występujących na terenie Polski na obszarze zlodowacenia bałtyckiego i środkowopolskiego przyjęto tzw. wartości tła geochemicznego [21] wyno-



Rysunek 1. Procentowy udział gleb z różną wartością pH, zróżnicowaną zawartością materii organicznej oraz zawartością: Cu, Zn, Mn i Pb.



Rysunek 2. Analiza dendrologiczna podobieństwa badanych stanowisk.

szące dla: Cu – 7.1, Zn – 30.0, Mn – 289.0, Pb – 9.8 mg/kg. Spośród badanych stanowisk w około 50% próbkach gleby odnotowano podwyższoną w stosunku do tła geochemicznego zawartość miedzi i ołowiu w glebie, w około 70% próbek podwyższoną w stosunku do tła geochemicznego zawartość cynku. We wszystkich badanych próbkach zawartość manganu mieściła się w zakresie wartości przyjętych jako tło. Wysokie występowanie metali ciężkich, w tym Cu, Zn i Pb najczęściej notuje się w pobliżu emiterów zanieczyszczeń, takich jak: huty [22], szlaki komunikacyjne [23]. Do gleb mogą one dostawać się także ze składowisk odpadów komunalnych [24].

Przeprowadzona analiza skupień (Rysunek 2) wykazała podobieństwo pod względem badanych w glebie parametrów chemicznych na stanowiskach: 1, 2, 3, 7, 8, 10 oraz 6 i 9, a także 11–14 i 16. Spośród badanych stanowisk odróżnia się gleba na stanowisku 4 zlokalizowanym w Mińsku Mazowieckim w pobliżu oczyszczalni ścieków, gdzie przez wiele lat znajdowało się nielegalne składowisko odpadów komunalnych. W pierwszej grupie znalazły się przede wszystkim próbki gleby pobrane na terenie Mińska Mazowieckiego (stanowiska nr 1–3, 7, 8), w drugiej grupie na obszarze pozamiejskim (stanowiska nr 11, 12, 13, 14 i 16). W próbkach gleby pobranych na obszarze Mińska Mazowieckiego oznaczono średnio więcej Cu, Pb i Zn niż na terenie pozamiejskim. Średnia zawartość wymienionych metali w obu lokalizacjach wynosiła odpowiednio: Cu – 13.0 i 4.16 mg/kg, Pb – 15.0 i 6.6 mg/kg, Zn – 90.3 i 33.6 mg/kg. W przypadku manganu w glebie na terenie miasta oznaczono 145.8 mg Mn/kg, na terenie pozamiejskim – 180.0 mg Mn/kg. Do większej zawartości metali w próbkach gleby na terenie Mińska Mazowieckiego przyczynia się niewątpliwie ruch samochodowy oraz większa ilość lokalnych emiterów zanieczyszczeń niż na terenie pozamiejskim.

Miedź, cynk i mangan to pierwiastki, które w roślinach pełnią określone funkcje biochemiczne. Biorą one udział w procesach metabolicznych i są aktywatorami wielu enzymów oksydoredukcyjnych. Na przykład: Cu bierze udział w fotosyntetycznym transporcie elektronów czy produkcji ligniny, Zn – bierze udział w metabolizmie związków fosforowych, białek i węglowodanów, a Mn – w procesach redox zachodzących

Tabela 1. Współczynniki korelacji pomiędzy wybranymi właściwościami gleby a zawartością metali ciężkich ($p < 0.05$).

Metal	pH	Materia organiczna	Cu	Zn	Mn
Cu	ns	0.756	–		
Zn	ns	0.726	0.972	–	
Mn	ns	ns	ns	ns	–
Pb	ns	0.770	0.592	0.979	ns

w komórkach roślinnych [25]. Funkcja ołowiu w metabolizmie roślinnym nie jest opisana w literaturze. Wskazuje się natomiast na jego toksyczne działanie na rośliny, które objawia się m.in. obniżeniem intensywności fotosyntezy oraz niewłaściwą przemianą tłuszczów [26, 27]. Zdaniem Yang i in. [3] obecność ołowiu w glebie zwiększa zdolność inwazyjności *Solidago canadensis* poprzez przyspieszenie pojawienia się zjawiska mikoryzy.

Czynnikami determinującymi zawartość metali ciężkich w roślinach jest odczyn gleb. Znaczący wpływ na wzrost toksyczności metali ciężkich w roślinach notuje się ze wzrostem zakwaszenia gleby. Wraz z obniżeniem wartości pH zwiększa się przyswajalność metali w formie kationów przez rośliny [27]. Ważnym czynnikiem decydującym o kumulacji metali w powierzchniowej warstwie gleb jest zawartość materii organicznej. Obecność materii organicznej w glebie decyduje o jej właściwościach sorpcyjnych. Wraz ze zwiększeniem występowania materii organicznej wzrasta możliwość sorpcji metali ciężkich w podłożu [28, 29]. Potwierdzają to wyniki przeprowadzonej analizy korelacyjnej (Tabela 1). W badanych próbkach gleby odnotowano statystycznie istotną zależność pomiędzy zawartością w glebie Cu, Zn i Pb a zawartością materii organicznej. Nie odnotowano statystycznie istotnych zależności pomiędzy odczynem gleby a zawartością badanych metali.

Analiza korelacyjna wykazała statystycznie istotną zależność ($p < 0.05$) pomiędzy zawartością w glebie miedzi i cynku, miedzi i ołowiu oraz ołowiu i cynku. Metale te przedostają się do środowiska z procesów energetycznych, związanych głównie ze spalaniem węgla [30], jak również z transportu drogowego i kolejowego [23, 31].

Nawłóć kanadyjska toleruje wysokie zawartości metali w glebie [3]. Świadczy o tym występowanie tego gatunku na zwałowiskach po górnictwie węgla kamiennego [14], jak również, co przedstawiono w niniejszej pracy, na składowiskach odpadów komunalnych. Interesującym wydaje się kontynuowanie badań w zakresie charakterystyki siedlisk nawłóci kanadyjskiej oraz poznania jej roli w zakresie kumulacji metali ciężkich. W literaturze brak jest informacji na ten temat.

4. Podsumowanie

Przeprowadzona analiza wybranych właściwości gleby w miejscach występowania nawłóci kanadyjskiej na terenie Mińska Mazowieckiego wskazuje, że roślina ta zajmuje zróżnicowane siedliska pod względem pH (4.3–7.5) oraz zawartości materii organicznej (2.28–8.5%). Jej obecność stwierdzono na stanowiskach charakteryzujących się naturalną zawartością metali: Cu, Pb, Zn i Mn w glebie, a także na składowisku odpadów komunalnych, na którym odnotowano pod-

wyższone w stosunku do naturalnej zawartości stężenie: Cu, Zn i Pb. Coraz większy zasięg rozpowszechniania *Solidago canadensis*, łatwość identyfikacji gatunku, a także szeroki zakres tolerancji ekologicznej zajmowanych siedlisk wydają się być przydatne w badaniach bioindykacyjnych. Interesujące wydaje się zatem podjęcie dalszych prac nad kumulacją metali ciężkich w tkankach *Solidago canadensis* celem ustalenia, czy gatunek ten może być bioindykatorem metali ciężkich w środowisku.

Literatura

- [1] E. Weber, *Biol. Conserv.*, **2001**, 15, 122–128.
- [2] B. Tokarska-Guzik, *The establishment and spread of alien plant species in the flora of Poland*, Uniwersytet Śląski, Katowice, **2005**.
- [3] R. Yang, G. Yu, J. Tang, X. Chen, *J. Environ. Sci.*, **2008**, 20, 739–744.
- [4] D. Abhilashia, N. Quintana, J. Vivanco, J. Joshi, *J. Ecol.*, **2008**, 96, 993–1001.
- [5] T. Sekutowski, M. Bortniak, K. Domaradzki, *J. Res. Appl. Agric. Eng.*, **2012**, 57, 86–91.
- [6] D. Moron, M. Lenda, P. Skórka, H. Szentgyorgyi, J. Settele, M. Wojciechowski, *Biol. Conserv.*, **2009**, 142, 1322–1332.
- [7] P. Skórka, M. Lenda, P. Tryjanowski, *Biol. Conserv.*, **2010**, 143, 856–861.
- [8] P. Tryjanowski, T. Hartel, A. Baldi, P. Szymański, M. Tobolka, I. Herzon, A. Goławski, M. Konvicka, M. Hromada, L. Jerzak, K. Kujawa, M. Lenda, M. Orłowski, M. Panek, P. Skórka, T.H. Sparks, S. Tworek, A. Wulczyński, M. Żmihorski, *Acta Ornithol.*, **2011**, 46, 1–12.
- [9] D. Mishra, S. Joshi, G. Bisht, S. Pilkhwal, *J. Basic Clin. Physiol. Pharmacol.*, **2010**, 1, 187–190.
- [10] B. Sudnik-Wójcikowska, *Rośliny synantropijne, Flora Polski*, Multico Oficyna Wydawnicza, Warszawa, **2011**.
- [11] J. Rola, H. Rola, *Frag. Agr.*, **2010**, 27, 122–131.
- [12] S. Włodek, U. Sienkiewicz-Cholewa, A. Biskupski, T.R. Sekutowski, *Inż. Ekolog.*, **2014**, 38, 51–59.
- [13] H.K. Dyguś, J. Siuta, G. Wasiak, M. Madej, *Roślinność składowisk odpadów komunalnych i przemysłowych*, Wyd. Wyższej Szkoły Ekologii i Zarządzania, Warszawa, **2012**.
- [14] A. Rostański, *Spontaniczne kształtowanie się pokrywy roślinnej na zwałowiskach po górnictwie węgla kamiennego na Górnym Śląsku*, Prace Naukowe Uniwersytetu Śląskiego w Katowicach nr 2410, **2016**.
- [15] J.Z. Lu, E.S. Weng, X.W. Wu, E. Weber, B. Zhao, B. Li, *Acta Phytotax. Sin.*, **2007**, 45, 670–674.
- [16] D. Moron, M. Lenda, P. Skórka, H. Szentgyorgyi, J. Settele, M. Wojciechowski, *Biol. Conserv.*, **2009**, 142, 1322–1332.
- [17] A. Priede, *Proc. Latv. Acad. Sci.*, **2008**, Sectio B, 62, 78–83.
- [18] B. Tokarska-Guzik, Z. Dajdok, M. Zając, A. Zając, A. Urbisz, W. Danielewicz, Cz. Hołdyński, *Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych*, Wyd. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa, **2012**.
- [19] M. Szymura, T.H. Szymura, *Acta Soc. Bot. Pol.*, **2013**, 82, 107–115.
- [20] K. Jończyk, J. Jadczyński, K. Filipiak, T. Stuczyński, *Studia i raporty IUNG-PIB*, **2008**, 12, 132–142.
- [21] K. Czarnowska, *Rocz. Glebozn.*, **1996**, 47, 43–50.
- [22] M. Pająk, M. Jasik, *Zesz. Nauk. Uniw. Zielonog. ser. Inż. Środ.*, **2010**, 17, 112–122.
- [23] J. Korzeniowska, E. Panek, A. Bara, *Logistyka*, **2014**, 4, 4486–4495.
- [24] J. Gawdzik, J. Latosińska, *Proc. ECOpole*, **2012**, 6, 319–324.
- [25] A. Kabata-Pendias, H. Pendias, *Biogeochemia pierwiastków śladowych*, Wyd. Naukowe PWN, Warszawa, **1999**.
- [26] A. Ociepa-Kubicka, E. Ociepa, *Inż. Ochr. Środow.*, **2012**, 15, 169–180.
- [27] A. Szatanik-Kloc, *Acta Agrophys.*, **2004**, 4, 177–183.
- [28] E. Gorlach, F. Gambuś, *Rocz. Glebozn.*, **1991**, 42, 207–214.
- [29] W. Myśków, B. Jaszczewska, A. Stachyra, E. Naglik, *Rocz. Glebozn.*, **1986**, 37, 15–35.
- [30] E. Królak, *Pol. J. Environ. Stud.*, **2000**, 9, 517–522.
- [31] R. Swietlik, M. Trojanowska, M. Strzelecka, *Environ. Pollut.*, **2015**, 196, 404–413.