



Uniwersytet Rolniczy im. H. Kołłątaja w Krakowie
Wydział Biotechnologii i Ogrodnictwa

Anna Krawczyk

Nr albumu: 735

**Ocena możliwości wykorzystania
materiałów odpadowych
jako komponentów podłoży dachowych**

Autoreferat rozprawy doktorskiej

Praca wykonana pod kierunkiem
dr hab. inż. Agnieszki Lis-Krzyściń
w Katedrze Biologii Roślin i Biotechnologii
Wydział Biotechnologii i Ogrodnictwa
Uniwersytet Rolniczy w Krakowie

Kraków, 2022

Składam serdeczne podziękowania

dr hab. inż. Agnieszce Lis-Krzyścin

za opiekę merytoryczną podczas pisania niniejszej pracy,
twórcze dyskusje w trakcie prowadzenia doświadczeń, motywację i ogromną życzliwość

dr hab. inż. Iwonie Domagale-Świątkiewicz prof. URK

za owocną współpracę, wszelką pomoc merytoryczną i metodyczną, konstruktywną krytykę

pracownikom naukowym i technicznym Katedry Biologii Roślin i Biotechnologii

za wsparcie oraz pomoc w trakcie realizacji pracy doktorskiej

Kochanym Rodzicom i Dziadkom

za nieocenione wsparcie, nieustanną motywację oraz wiarę w moje możliwości

Mojemu Narzeczonemu Mateuszowi

za cierpliwość i wsparcie techniczne

SPIS TREŚCI

1.	STRESZCZENIE	4
2.	SUMMARY	5
3.	PUBLIKACJE STANOWIĄCE ROZPRAWĘ DOKTORSKĄ.....	6
4.	WPROWADZENIE	7
5.	HIPOTEZY BADAWCZE.....	11
6.	CEL PRACY.....	11
7.	MATERIAŁ I METODYKA	11
8.	STRESZCZENIE ZAŁĄCZONYCH PUBLIKACJI	12
9.	WNIOSKI.....	17
10.	POZYCJE LITERATURY CYTOWANE W AUTOREFERACIE	19
11.	DOROBEK NAUKOWY.....	22
12.	PUBLIKACJE WCHODZĄCE W SKŁAD ROZPRAWY DOKTORSKIEJ I OŚWIADCZENIA AUTORÓW.....	25

STRESZCZENIE

Rosnąca popularność technologii zielonych dachów może przyczynić się do zrównoważonego rozwoju miast oraz wpłynąć na poprawę warunków życia mieszkańców. Powodzenie uprawy roślin w tej technologii zależy w głównej mierze od właściwego składu podłoża uprawnego oraz odpowiedniego doboru gatunków roślin. Dostępne na rynku substraty komercyjne bazują przede wszystkim na drogich w transporcie, niedostępnych lokalnie, lekkich materiałach pochodzenia wulkanicznego, które drastycznie wpływają na wartość końcową produktu, ograniczając tym samym dostępność tego rozwiązania. Wykorzystanie rodzimych gatunków roślin również pozostaje innowacyjną taktyką. W sprzedaży powszechne są bowiem mieszanki ziół i traw, w których składzie dominują gatunki obce.

Celem badań stanowiących podstawę rozprawy doktorskiej była ocena możliwości wykorzystania materiałów odpadowych jako komponentów podłoży do dachów ekstensywnych. Dostępne lokalnie odpady zostały poddane szczegółowej analizie właściwości fizyko-chemicznych, by ostatecznie wejść w skład przygotowanych mieszanek podłożowych – przebadanych przed rozpoczęciem uprawy, jak i po zakończeniu poszczególnych cykli wegetacyjnych. W pracy wykorzystano trzy rodzime gatunki roślin stanowisk kserotermicznych: *Hieracium pilosella* L., *Sedum acre* L. oraz *Dianthus carthusianorum*. Wyniki badań zostały zamieszczone w trzech oryginalnych publikacjach naukowych. W skład rozprawy doktorskiej wchodzi też monografia zawierająca charakterystykę materiałów odpadowych, które mogą być wykorzystane w technologii ekstensywnych zielonych dachów.

Prace badawcze wykonane w latach 2013-2015 wykazały, że zastosowane materiały odpadowe mogą stanowić dobry i tani element składowy podłoży do uprawy w technologii dachów ekstensywnych, przyczyniając się do wzrostu dostępności zakładania ogrodów na dachach w Polsce oraz zmniejszenia objętości odpadów na składowiskach. Ze względu na możliwe zanieczyszczenie odpadów metalami ciężkimi podkreślono konieczność wykonywania analiz fizyko-chemicznych, przed skomponowaniem mieszanek podłożowych. Zwrócono uwagę na pozytywny wpływ opadów krzemionkowych na wzrost roślin, biomasę czy wartość dekoracyjną. Wszystkie trzy badane gatunki roślin wykazały wysoką zdolność adaptacji do warunków panujących na zielonym dachu, szczególnie *H. pilosella* L. i *S. acre* L.

Dobre zarządzanie zielonymi dachami, pozwalające uzyskać maksymalne korzyści dla środowiska miejskiego, wymaga wiedzy o wpływie gatunków roślin na skład podłoża i odwrotnie. Zaakcentowano konieczność prowadzenia dalszych badań, skupiających się na dynamice obiegu składników pokarmowych w ekosystemie zielonego dachu, jak również określenia stopnia zanieczyszczenia wód odpływowych.

Słowa kluczowe: materiały odpadowe, zielone dachy, substraty, właściwości fizyko-chemiczne

SUMMARY

The growing popularity of green roof technology can contribute to the sustainable development of cities and improve the living conditions of city residents. The successful cultivation of plants in this technology depends mainly on the correct composition of the growing medium and the appropriate selection of plant species. Commercial substrates available on the market are mostly based on expensive to transport and locally inaccessible light volcanic materials, which drastically affects the final price of the product, thus limiting its availability. The use of native plant species is also an innovative tactic; mixtures of herbs and grasses, mostly foreign species, are commonly sold.

The aim of the research constituting the basis of the doctoral dissertation was to assess the possibility of using waste materials as components of extensive roof substrates. The locally available waste was subjected to a detailed analysis of its physicochemical properties in order to eventually be included in prepared substrate mixtures (which were tested before the start of cultivation and after the completion of individual vegetation cycles). Three native plant species of xerothermic sites were used in the study: *Hieracium pilosella* L., *Sedum acre* L., and *Dianthus carthusianorum*. The results of the research were published in three original scientific publications. The doctoral dissertation also includes a monograph containing the characteristics of waste materials that can be used in the technology of extensive green roofs.

The research work carried out from 2013 to 2015 showed that the used waste materials can be a good and cheap component of substrates used for plant growing in the extensive roof technology, which may contribute to the increase in the popularity of roof gardens in Poland and the reduction of the amount of waste in landfills. Due to possible contamination with heavy metals, the necessity to perform physical and chemical analyzes of waste, before composing base mixtures, was emphasized. Attention was paid to the positive effect of silica precipitation on plant growth, biomass, and decorative value. All three plant species showed high adaptability to green roof conditions, especially *H. pilosella* L. and *S. acre* L.

Good management of green roofs, in order to obtain the maximum benefits for the urban environment, requires knowledge of the effect of plant species on the composition of the substrate and vice versa. The need for further research was emphasized, focusing on the dynamics of the circulation of nutrients in the green roof ecosystem and determining the degree of contamination of wastewater.

Keywords: waste materials, green roofs, substrates, physico-chemical parameters

PUBLIKACJE STANOWIĄCE ROZPRAWĘ DOKTORSKĄ

Publikacja nr 1:

Krawczyk A., Domagała-Świątkiewicz I., Lis-Krzyścin A. 2016. Materiały odpadowe wykorzystywane do produkcji podłoży uprawowych do zakładania ekstensywnych zielonych dachów. [W:] Współczesne kierunki badań nad roślinami ozdobnymi w Polsce. Monografia PAN. Red. A. Bach i in. Wyd. Uniwersytet Rolniczy w Krakowie, Kraków: 345-357.

Punktacja MNiSW 2016: 4

Publikacja nr 2:

Krawczyk A., Domagała-Świątkiewicz I., Lis-Krzyścin A., Daraż M. 2017. Waste silica as a valuable component of extensive green-roof substrates. Polish Journal of Environmental Studies 26(2): 643-653.

DOI: 10.15244/pjoes/64791

Punktacja MNiSW 2017: 15

IF 2017: 1,285

4-letni IF: 1,369

Publikacja nr 3:

Krawczyk A., Domagała-Świątkiewicz I., Lis-Krzyścin A. 2017. The effect of substrate on growth and nutritional status of native xerothermic species grown in extensive green roof technology. Ecological Engineering 108: 194-202.

DOI: 10.1016/j.ecoleng.2017.08.022

Punktacja MNiSW 2017: 35

IF 2017: 3,469

4-letni IF: 3,799

Publikacja nr 4:

Krawczyk A., Domagała-Świątkiewicz I., Lis-Krzyścin A. 2021. Time-dependent changes in the physico-chemical parameters and growth responses of *Sedum acre* (L.) to waste-based growing substrates in simulation extensive green roof experiment. Agronomy 11(2): 298.

DOI: 10.3390/agronomy11020298

Punktacja MNiSW 2021: 100

IF 2020: 3,417

5-letni IF: 3,64

Sumaryczna punktacja MNiSW: 154

Sumaryczny IF: 8,171

Sumaryczny 4/5-letni IF: 8,808

WPROWADZENIE

Miasta nieustannie się rozwijają, przyciągając coraz większą liczbę mieszkańców. Obecnie ponad połowa światowej populacji ludzkiej mieszka w miastach. Współczesne aglomeracje budowane są z betonu, zakładają korzystanie z paliw kopalnych i są używane z logiką liniową, generując tym samym dużo odpadów [Marouli i in. 2022] oraz wpływając na zwiększenie odpływu wód opadowych i gromadzenie się zanieczyszczeń [Chow i Yusop 2019]. W trosce o nierespektowane prawa przyrody dostrzeżono potrzebę ich „renaturyzacji” zmierzającą do uczynienia miast bardziej zielonymi przy użyciu opłacalnych, lokalnie dostosowanych rozwiązań [Komisja Europejska 2021]. Powszechny efekt miejskiej wyspy ciepła wymusza większe nakłady chłodzenia budynków za pomocą systemów klimatyzacji. Zielone dachy stanowią promowane rozwiązanie problemu wysokich temperatur, kontrolowania odpływu wody opadowej (nawet o około 45-100%) i ogólnej poprawy jakości życia w mieście [Dunnett i Kingsbury 2004, Mentens i in. 2006, Oberndorfer i in. 2007, Sutton 2015, Chow i in. 2017]. Podobnie jak inne miejskie tereny zielone, mają również znaczenie ekologiczne. Przyciągając miejską faunę wspierają tworzenie bardziej zróżnicowanych biologicznie miast [Wooster i in. 2022].

Wyróżnia się trzy główne typy zielonych dachów: intensywny, semi-intensywny oraz ekstensywny. Dach ekstensywny charakteryzuje się najmniejszą głębokością podłoża (2-20 cm), umożliwiającą wzrost roślin o płytkim systemie korzeniowym i wysokiej odporności na suszę. Jest on również łatwiejszy w utrzymaniu i bardziej odpowiedni dla różnych typów budynków [Carson i in. 2012]. Płytkie podłoże jest również często wybierane przez wzgląd na niższe koszty infrastruktury [Heim i Lundholm 2022]. Powodzenie projektu zielonego dachu zależy od kilku kluczowych czynników, w tym od prawidłowego składu podłoża uprawowego. Jego odpowiednia formuła zapewnia przetrwanie roślin i stabilność ich populacji na przestrzeni czasu [Gabrych i in. 2016, Vijayaraghavan 2016].

Na rynku dostępne są dwa rodzaje podłoży do stosowania w technologii zielonych dachów: komercyjne (opracowane przez firmy zajmujące się zielonymi dachami) i niekomercyjne (opracowane przez osoby fizyczne lub instytucje badawcze) [Ampin i in. 2010]. Mieszanki niekomercyjne są zwykle oparte na podstawowych wytycznych do projektowania, wykonywania i pielęgnacji zielonych dachów (FLL 2015 – wydanie rozszerzone o przepisy polskie, wydane przez Stowarzyszenie DAFA), natomiast skład mieszanek komercyjnych jest często poufny [Emilsson i Rolf 2005]. Mimo to specyfika większości substratów do zielonych dachów nie różni się zbytnio pod względem właściwości fizycznych – wszystkie muszą być lekkie, stabilne, dobrze napowietrzane, umożliwiające swobodny drenaż i zdolne do zatrzymywania składników odżywczych [Friedrich 2008].

Idealne podłoże ekstensywnego zielonego dachu oparte na materiałach mineralnych zawiera lekkie, dobrze przepuszczalne materiały charakteryzujące się odpowiednią zdolnością zatrzymywania wody i składników odżywczych, zdolnością buforowania (tak, aby makro- i mikroelementy były w formach dostępnych dla roślin) oraz odpornością na degradację [Olszewski i Young 2011, Gabrych i in. 2016, Vijayaraghavan 2016]. Niemieckie Towarzystwo Naukowo-Badawcze Krajobrazu i Rolnictwa (FLL) opracowało charakterystykę komponentów substratów do technologii dachów zielonych. Wyróżniono 14 kategorii

oceniających właściwości fizyczne i chemiczne podłoży, m.in. zawartość materii organicznej, skład granulometryczny czy też gęstość objętościową [FLL 2008, 2015], które stanowią punkt odniesienia do projektowania, wykonywania oraz pielęgnacji zielonych dachów również na terenie Polski.

Typowe podłoże dachowe składa się w 70-95% z frakcji mineralnych z materiałami organicznymi i nawozem o kontrolowanym rozpuszczeniu [Sutton 2015]. Odpowiednia ilość lekkich i porowatych cząstek mineralnych, takich jak pumeks, lawa, keramzyt, łupki, popiół wulkaniczny, perlit i gruboziarnisty piasek mogą zapewnić niską gęstość i przepuszczalność podłoża [Emilsson 2008]. Zwykle dodaje się niewielką ilość (2-10%) materiałów organicznych w postaci kompostu lub torfu, aby poprawić zawartość składników pokarmowych w podłożu oraz podnieść pojemność wodną [Oberndorfer i in. 2007, Sutton 2015]. Podłoża dachowe muszą zapewniać nie tylko stabilną strukturę umożliwiającą ukorzenienie roślin, ale także odpowiednie odżywienie wspierające rozwój roślin. Większość lekkich podłoży o niskiej zawartości materii organicznej wymaga uzupełniania wody i składników odżywczych w celu utrzymania prawidłowego wzrostu roślin [Bradley i in. 2006].

Obecnie rośnie zainteresowanie wykorzystaniem odpadów/materiałów z recyklingu w celu zmniejszenia negatywnego wpływu na środowisko i zdrowie ludzi. Podłoża oparte na odpadach są stosunkowo tanie w porównaniu ze standardowymi substratami przemysłowymi, które zazwyczaj składają się ze modyfikowanych lub importowanych minerałów. Materiały pochodzące z recyklingu, które są często wykorzystywane do produkcji podłoży na komercyjne zielone dachy, obejmują pokruszone cegły lub płytki czy też pokruszony beton [Ampin i in. 2010]. Wykorzystanie tych materiałów może obniżyć koszty transportu, zamieniając składowane lokalnie materiały o niskiej wartości w użyteczny składnik podłoża [Emilsson 2008], jak również obniżyć ślad węglowy zielonych dachów do 73% [Tams i in. 2022].

W literaturze światowej opublikowano stosunkowo niewiele badań na temat możliwości wykorzystania materiałów odpadowych jako elementów składowych podłoża w technologii zielonych dachów. Przebadano podłoża na bazie: odpadów płyt kartonowo-gipsowych, betonu, gontów dachowych, szkła i ścinków drewna, przetwarzając te materiały na kruszywo. Wyniki wykazały, że materiały odpadowe – zwłaszcza kruszywo z betonu – mogą powodować znacznie większe obciążenia strukturalne niż inne podłoża komercyjne [Carson i in. 2012]. Wykazano również ogromny potencjał lokalnie pozyskiwanych materiałów alternatywnych, takich jak pokruszone granulki z czerwonej cegły (wytworzone z gliny i osadu ściekowego), popiół papierowy (z gazet z recyklingu) i wapień węglowy w technologii zielonych dachów [Molineux i in. 2009].

Solano i in. [2012] zbadali podłoża z okruszami gumy (z opon z recyklingu) jako lekkim materiałem do uszlachetniania podłoża zielonego dachu. Pomimo uwalniania się cynku (Zn) z tego materiału, okrusz gumy z recyklingu opon mogą być używane jako cenny składnik, jeśli połączy się je z innym medium (np. Rooflite®, Skyland USA, Landenberg, PA, USA). Substraty charakteryzujące się wysokimi zdolnościami wymiany kationów mogą hamować uwalnianie cynku z okruszów gumy i umożliwić ponowne wykorzystanie tego materiału odpadowego. Niemniej jednak należy pamiętać, że każdy pojedynczy składnik będzie miał wpływ na właściwości chemiczne i fizyczne podłoża uprawowego. Materiały odpadowe mogą zawierać wiele pierwiastków, które są zarówno korzystne, jak i potencjalnie

toksyczne dla roślin. Zanim jakkolwiek komponent będzie można uznać za wartościowe źródło do zastosowania w podłożach uprawowych, powinien on spełniać szereg kryteriów, takich jak odpowiednie właściwości fizyczne i chemiczne, a zwłaszcza powinien być wolny od zanieczyszczeń lub mieć stosunkowo niski ich poziom [Pereira i in. 2004].

W badaniach laboratoryjnych przeprowadzonych przez Mickovski i in. [2013] przetworzone materiały odpadowe zostały zmieszane z inertną gliną i kompostem, co zapewniło dobry drenaż, stosunkowo stabilną strukturę oraz odpowiednie warunki wzrostu dla traw i rozchodnika. Young i in. [2014] oceniali znaczenie kompostu z odpadów zielonych i kory drzew iglastych, pokruszonej czerwonej cegły odpadowej oraz dodatku wodorocłonnego (hydrożelu) w uprawie *Lolium perenne*. Kompost z odpadów zielonych, ze względu na wyższą niż w korze zawartość składników pokarmowych dostępnych dla roślin, spowodował znaczny wzrost biomasy roślinnej. Bates i in. [2015] podczas sześcioletniego eksperymentu z uprawą mieszkanki łąkowych kwiatów zastosowali pokruszoną cegłę, pokruszony kruszywo rozbiórkowe, popiół denny ze spalarni odpadów komunalnych i dwie różne ich mieszanki. Biomasa roślinna była podobna we wszystkich kombinacjach, ale wysoki dodatek pokruszonej cegły w podłożu pozytywnie wpłynął na zdolność do wysiewu większej liczby gatunków. Grard i in. [2015] wykorzystali lokalne odpady organiczne jako składnik substratu do uprawy: kompost z odpadów zielonych z miejskich parków publicznych i terenów zielonych, pokruszone drewno z terenów publicznych i mielonej kawy z grzybnią *Pleurotus ostreatus* z farmy produkującej grzyby. Stwierdzono, że wykorzystanie lokalnie dostępnych materiałów odpadowych może zapewnić wysoki poziom produkcji roślinnej przy ograniczonych nakładach. Do podobnych wniosków doszli Eksi i in. [2020] w doświadczeniu, w którym sprawdzano potencjał materiałów pochodzących z recyklingu (tłuczeń betonowy, pokruszone cegły, trociny i kompost z odpadów komunalnych) oraz materiałów dostępnych lokalnie w Stambule (zestalona lawa, pumeks, zeolit, perlit i obornik). Asaf i in. [2020] wskazali torf kokosowy i tani, lokalny tuf wulkaniczny jako obiecujący wybór dla składu podłoża zielonego dachu. Wykazano jednak, że składniki organiczne, takie jak torf kokosowy, zwiększają 5,2-krotnie swoją początkową masę przy największej zawartości wody [Cascone 2019]. Podobne wyniki uzyskali Xue i Farrell [2020], którzy oceniali wpływ lokalnie dostępnych organicznych materiałów odpadowych (grube włókno kokosowe, drobne włókno kokosowe, kompostowane odpady zielone, łupiny migdałów i pistacji) na właściwości fizyczne i chemiczne podłoża przygotowanego na bazie żużla. Werdin i in. [2021] do podłoża opartego na żużlu dodali dwa rodzaje biowęgla o różnej wielkości cząstek. Dodatek drobnych frakcji wpłynął na zwiększenie retencji wodnej przy jednoczesnym zmniejszeniu szybkości infiltracji, podczas gdy udział większych frakcji biowęgla w substracie zwiększył dostępność wody dla roślin przy utrzymaniu dobrego drenażu oraz zmniejszył masę podłoża.

Ekstremalne warunki środowiskowe, takie jak upał, susza i ograniczona objętość podłoża uprawowego w ekstensywnych ogrodach dachowych wymagają odpowiedniego doboru roślin. Sukulenty są dobrze przystosowane do takich warunków [Thuring i in. 2010].

Gatunki rozchodnika mają zdolność ograniczania transpiracji i magazynowania wody, co pomaga im przetrwać w warunkach suszy. To sprawia, że są najpopularniejszymi gatunkami na płytkie ekstensywne zielone dachy na całym świecie [Monterusso i in. 2005, Schrader i Böning 2006, Carson i in. 2012, Farrell i in. 2012, Rowe i in. 2012]. Nie są gatunkami rodzimymi w wielu częściach świata i dlatego mogą nie być przystosowane do lokalnych

warunków pogodowych [Vijayaraghavan 2016]. Warto podkreślić, że nadużywanie rozchodnika na ekstensywnych zielonych dachach przyczynia się do powstawania niestabilnych monokultur [Sutton 2008]. Gabrych i in. [2016] stwierdzili, że ilość roślin rozchodnika zmniejszała się z czasem, zwłaszcza na podłożach o głębokości większej niż 5 cm.

Ogólnie rzecz biorąc, projekt zielonego dachu powinien wspierać bioróżnorodność, która jest kluczowa w długoterminowej uprawie oraz zapewnia zrównoważony rozwój środowiska [Sutton 2008]. Przy wyborze gatunków roślin należy uwzględniać ich wytrzymałość, wzrost i przystosowanie do lokalnych warunkach środowiskowych [Köhler i Poll 2010]. Inne kryteria wyboru materiału roślinnego powinny obejmować łatwość rozmnażania, szybkie zasiedlenie i wysoką gęstość pokrycia gruntu [Beattie i Berghage 2004].

Niektórzy naukowcy oceniają zielone dachy jako potencjalny sposób na przywrócenie rodzimych gatunków roślin na danym obszarze [Getter i Rowe 2006, Dunnett i in. 2008, Van Mechelen i in. 2014]. Jednym z kierunków poszukiwań stały się gatunki roślin, które można zastosować zamiast rozchodnika na zielonych dachach w różnych regionach geograficznych i klimatycznych. Nektarios i in. [2011, 2015, 2016a, 2016b] badali: *Sedum sediforme*, *Dianthus fruticosus*, *Ebenus cretica* i *Cirithum maritimum* na ekstensywnych zielonych dachach w śródziemnomorskich warunkach środowiskowych. W innych doświadczeniach prowadzonych w tym samym regionie klimatycznym wykorzystano *Lavandula angustifolia* [Kotsiris i in. 2012], *Lotus creticus* i *Asteriscus maritimus* [Ondoño i in. 2015], a Benvenuti i Bacci [2010] przebadali dwadzieścia rodzimych gatunków. Blanus i in. [2013] wskazali na ogromny potencjał *Stachys byzantine* w klimacie Wielkiej Brytanii, a Vijayaraghavan i Joshi [2014] zalecają *Portulaca grandiflora* jako odpowiednią roślinę zielonego dachu dla tropikalnego, mokrego i gorącego klimatu Indii. Natomiast Schweitzer i Erell [2014] doszli do wniosku, że *Aptenia cordifolias* jest wytrzymała na suszę i pobiera mniej wody w gorącym, suchym klimacie Izraela. Mimo to, wciąż nie ma dużej ilości badań nad stanem odżywienia roślin uprawianych na zielonych dachach.

Biomasa roślin i parametry jakościowe są ściśle związane ze stanem odżywienia rośliny. Nieodpowiednia (tj. nadmierna lub niedostateczna) zawartość składników pokarmowych oraz obecność pierwiastków toksycznych w podłożu uprawowym często skutkuje wyraźnym spadkiem biomasy roślin, a także niską jakością roślin i wrażliwością na stresy abiotyczne lub biotyczne. Ponadto nadmierna zawartość pierwiastków toksycznych może mieć negatywny wpływ na środowisko: np. poprzez wymywanie składników pokarmowych lub emisję gazów [Barker i Pilbeam 2007]. Z tego względu ocena zawartości składników pokarmowych roślin jest niezbędna dla uzyskania lepszych zaleceń dotyczących składu podłoża w oparciu o materiały odpadowe i powinna stanowić część projektu zielonego dachu.

HIPOTEZY BADAWCZE

Na podstawie aktualnego stanu wiedzy na temat zielonych dachów ekstensywnych oraz badań własnych postawiono następujące hipotezy badawcze:

1. Lokalnie występujące materiały odpadowe mogą być dobrym i tanim surowcem do przygotowania podłoża dachowego o właściwościach porównywalnych do komercyjnych substratów dostępnych w handlu, produkowanych na bazie importowanych i drogich składników.
2. Podłoża z dodatkiem odpadu krzemionkowego mogą poprawić warunki wzrostu i rozwoju gatunków uprawianych w technologii zielonych dachów poprzez stymulujące działanie krzemu na mechanizmy odporności roślin.
3. Rodzime gatunki roślin, charakterystyczne dla stanowisk słonecznych i suchych, stanowią dobrą alternatywę dla powszechnie stosowanych z rodzaju *Sedum* (L.).

CEL PRACY

Zasadniczym celem prowadzonych doświadczeń było:

1. Sprawdzenie przydatności alternatywnych surowców jako komponentów podłoży dachowych poprzez wykonanie analizy ich właściwości fizyko-chemicznych.
2. Opracowanie receptur substratów uprawowych w oparciu o lokalnie dostępne materiały odpadowe.
3. Ocena zmian właściwości fizyko-chemicznych tych podłoży w czasie.
4. Sprawdzenie przydatności rodzimych gatunków roślin stanowisk kserotermicznych w technologii zielonych dachów ekstensywnych.
5. Ocena stanu odżywienia oraz wizualna roślin w czasie.

MATERIAŁ I METODYKA

Szczegółowy opis metod badawczych, które zostały wykorzystane do realizacji wyżej wymienionych zadań został przedstawiony w rozdziałach pt. „Materials and Methods” poszczególnych publikacji.

Skrócone wersje metodyki zostały opisane w streszczeniach publikacji zawartych w autoreferacie pracy doktorskiej.

STRESZCZENIA ZAŁĄCZONYCH PUBLIKACJI

1. Publikacja nr 1:

Krawczyk A., Domagała-Świątkiewicz I., Lis-Krzyścin A. 2016. Materiały odpadowe wykorzystywane do produkcji podłoży uprawowych do zakładania ekstensywnych zielonych dachów. [W:] Współczesne kierunki badań nad roślinami ozdobnymi w Polsce. Monografia PAN. Red. A. Bach i in. Wyd. Uniwersytet Rolniczy w Krakowie, Kraków: 345-357.

Punktacja MNiSW 2016: 4

Tematem publikacji był przegląd literatury na temat mineralnych i organicznych materiałów odpadowych w kontekście ich potencjalnego wykorzystania w produkcji podłoży do technologii ekstensywnych zielonych dachów. Za punkt odniesienia przyjęto charakterystykę podłoży opracowaną przez Niemieckie Towarzystwo Naukowo-Badawcze Krajobrazu i Rolnictwa (FLL), która zawiera 14 kategorii oceniających właściwości fizyczne i chemiczne substratów uprawowych (m.in. zawartość materii organicznej, skład granulometryczny, czy też gęstość objętościową). Podłoże powinno charakteryzować się niską gęstością objętościową ($0,6-1,2 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$) oraz wysoką przepuszczalnością przy jednoczesnym zachowaniu wysokiej pojemności wodnej (35-36%) i sorpcyjnej w stosunku do składników pokarmowych, niezbędnych do wzrostu roślin.

Przedstawione wyniki własne oraz różnych autorów wykazały przydatność dostępnych lokalnie odpadów oraz materiałów mineralnych (takich jak cegła rozbiórkowa, kruszywo krzemionkowe po kilkuletnim składowaniu, łupki przepalone z hałd, odpad po produkcji pieczarek czy kompost miejski), jako alternatywy do powszechnie stosowanych, drogich w wytwarzaniu oraz transporcie materiałów mineralnych (takich jak perlit, wermikulit, zeolit, keramzyt czy pumeks).

Zwrócono uwagę na ważny aspekt proekologiczny, jakim jest recykling odpadów, podkreślając jednak konieczność wykonania analiz fizyko-chemicznych, w tym zawartości metali, przed ich wykorzystaniem. Udział poszczególnych komponentów w składzie substratu nie może bowiem wpływać na obniżenie bezpieczeństwa konstrukcji. Substraty muszą zatem spełniać wszelkie kryteria jakościowe, ale i zapewniać warunki do prawidłowego wzrostu i rozwoju uprawianych w nich roślin.

2. Publikacja nr 2:

Krawczyk A., Domagała-Świątkiewicz I., Lis-Krzyściń A., Daraż M. 2017. Waste silica as a valuable component of extensive green-roof substrates. *Polish Journal of Environmental Studies* 26(2): 643-653.

DOI: 10.15244/pjoes/64791

Punktacja MNiSW 2017: 15

IF 2017: 1,285

4-letni IF: 1,369

Celem badań była ocena zdolności lokalnie dostępnych materiałów odpadowych jako komponentów podłoży dachowych: odpadów z produkcji żelazokrzemu zaraz po czyszczeniu pieców, bez i z pyłem krzemionkowym, po kilkuletnim składowaniu na składowisku, pyłu krzemionkowego, celulozy oraz gleby murszowej.

W tym celu, przed przygotowaniem czterech mieszanek testowych, pokruszono mechanicznie większe odłamki mineralne, odsiano elementy większe niż 20 mm i wykonano analizę podstawowych właściwości fizyko-chemicznych (odczyn, zasolenie, gęstość objętościową, zawartość substancji organicznej, skład granulometryczny, zawartość makro- i mikroskładników wraz z metalami ciężkimi). Proporcja składników podłoża została określona ilościowo w oparciu o wymagania i wytyczne niemieckich norm FLL. Za kontrolę posłużyło komercyjne podłoże firmy Optigrün (typ E).

Doświadczenie przeprowadzono w kontrolowanych warunkach symulowanego ekstensywnego zielonego dachu o warstwie podłoża 6 cm, w Stacji Doświadczalnej Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie, w okresie od maja do września 2013 roku. Do oceny podłoży wykorzystano dwie mieszanki roślin firmy Optigrün: zioła (mix E-Herbs) i trawy (mix E-Grass), które zostały wysiane zgodnie z rekomendacją producenta. Rośliny były podlewane tą samą ilością wody we wszystkich kombinacjach doświadczalnych oraz zostały dwukrotnie nawiezione YaraMila Complex (12 N : 11 P : 18 K : 2,7 Mg : 8 S).

Analiza właściwości fizyko-chemicznych podłoży została wykonana przed wysianiem nasion oraz po zakończeniu sezonu wegetacyjnego. Nadziemne części roślin zostały ścięte po 150 dniach uprawy i po zważeniu, zostały poddane analizie na zawartość suchej masy oraz składników pokarmowych.

Właściwości fizyczne substratów po uprawie nie zmieniły się znacząco w stosunku do punktu wyjścia, wciąż spełniając wytyczne FLL [2008, 2015]. Natomiast, mimo stosunkowo krótkiego czasu doświadczenia, zaobserwowano zmniejszenie pojemności wodnej we wszystkich podłożach przygotowanych na bazie materiałów odpadowych. Większa zawartość substancji organicznej po uprawie we wszystkich obiektach była związana z rozwojem dużej masy korzeniowej roślin. Wyniki wykazały istotnie wyższą zawartość pierwiastków śladowych, z wyjątkiem boru, w przygotowanych podłożach odpadowych w porównaniu z podłożem kontrolnym. Stężenie Fe, Mn, Zn, Cd, Ni, Pb i Cr było wyższe przed wysiewem roślin. Odwrotny trend stwierdzono dla zawartości Cu. Wyniki te mogą sugerować zmniejszenie rozpuszczalności jonów metali w wyniku wzrostu wartości pH i stężenia Ca w substratach. Odczyn alkaliczny może przyczyniać się do immobilizacji metali ciężkich, głównie poprzez tworzenie się węglanów i fosforanów, co zmniejsza ich toksyczność i

dostępność dla roślin. Ponadto materia organiczna bardzo silnie wiąże Cr, Fe i Pb; dość mocno Cd i Ni; a tylko nieznacznie Mn, Zn i inne metale śladowe.

Biomasa roślinna jest niezwykle ważna dla określenia przydatności rośliny do uprawy oraz niezbędna do osiągnięcia optymalnej retencji wody deszczowej, estetyki i innych korzyści, jakie mogą zapewnić zielone dachy. Produkcja świeżej masy ziół i traw była istotnie wyższa w przypadku dwóch substratów zawierających odpadową krzemionkę niż w przypadku obiektu kontrolnego. W przypadku traw uprawianych na dwóch opracowanych substratach, była dwa do trzech razy wyższa niż z kontroli. Krzem może zwiększać tolerancję roślin na suszę, co jest niezwykle ważną adaptacją dla roślin uprawianych w warunkach kserotermicznych.

We wszystkich kombinacjach stwierdzono niższą od optymalnej zawartość azotu oraz potasu w biomacie roślinnej. Stwierdzono istotnie wyższe zawartości Cu, Fe, Cd, Pb, Cr i Ni w tkankach roślin uprawianych na substratach odpadowych. Wysokie stężenia Zn w stosunku do kontroli odnotowano tylko w roślinach z „mieszanki ziołowej” rosnącej w jednym podłożu. Trawy charakteryzowały się stosunkowo niskim stężeniem metali potencjalnie toksycznych. Krzem może łagodzić toksyczność metali ciężkich w roślinach zarówno na poziomie roślinnym, jak i glebowym. Należy zauważyć, że zmniejszoną absorpcję metali po uzupełnieniu odpadów krzemionkowych można przypisać wzrostowi pH gleby oraz zmianom specjacji metali w podłożach uprawowych. Może to wyjaśniać wysoką produkcję biomasy w substratach opartych na odpadach krzemowych o stosunkowo wysokich stężeniach metali ciężkich. Mniejsza zawartość boru w roślinach uprawianych na podłożach odpadowych jest związana z antagonistycznym efektem działania krzemu na pobieranie boru.

Substraty z dodatkiem odpadów krzemionkowych miały pozytywny wpływ na wzrost roślin i ich biomasę. Wyniki wykazały, że pierwiastki śladowe zawarte w alkalicznych podłożach odpadowych nie były łatwo dostępne dla systemu korzeniowego, a tym samym nie ograniczały wzrostu roślin. Udowodniono, że odpad krzemionkowy może być cennym i przyjaznym dla środowiska dodatkiem do substratów uprawowych.

3. Publikacja nr 3:

Krawczyk A., Domagała-Świątkiewicz I., Lis-Krzyścin A. 2017. The effect of substrate on growth and nutritional status of native xerothermic species grown in extensive green roof technology. *Ecological Engineering* 108: 194-202.

DOI: 10.1016/j.ecoleng.2017.08.022

Punktacja MNiSW 2017: 35

IF 2017: 3,469

4-letni IF: 3,799

W niniejszej pracy skupiono się na czterech celach:

- ocenie właściwości fizyko-chemicznych podłoża na bazie odpadów w kontekście zmian w czasie,
- zbadaniu wpływu składu podłoża na wzrost roślin i stan ich odżywienia,
- określeniu przydatności gatunków roślin typowych dla siedlisk suchych do uprawy w systemie zielonych dachów na terenie Małopolski (Krakowa),
- identyfikacji wywołanych przez rośliny zmian parametrów podłoża uprawowych.

Trzyletnie doświadczenie (2013-2015) przeprowadzono w warunkach pilotażowego ekstensywnego zielonego dachu o miąższości podłoża 10 cm, na terenie Stacji Doświadczalnej Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie.

W oparciu o wyniki uprzednich analiz fizyko-chemicznych poszczególnych komponentów, przygotowano podłoże na bazie materiałów odpadowych (odpadu i pyłu krzemionkowego, kruszonej cegły, piasku, gleby murszowej oraz kompostu miejskiego). Za podłoże kontrolne posłużył substrat typu E firmy Optigrün.

W doświadczeniu wykorzystano trzy gatunki roślin: *Hieracium pilosella* L., *Sedum acre* L. oraz *Dianthus carthusianorum*, pozyskanych z naturalnych stanowisk kserotermicznych na terenie Krakowa i okolic.

Wykonano analizę właściwości fizyko-chemicznych (składu granulometrycznego, gęstości objętościowej, pojemności wodnej, zawartości makro- i mikroelementów oraz pierwiastków śladowych, odczynu, stężenia soli oraz zawartości substancji organicznej) podłoża przed rozpoczęciem uprawy oraz pod koniec każdego roku wegetacyjnego. Nadziemne części roślin zostały ścięte i zważone na koniec okresu wegetacyjnego (2013) oraz w pełni wegetacji (2014-2015), a następnie poddane analizom (zawartość składników pokarmowych oraz metali ciężkich, zawartość suchej masy). Ponadto oceniono wygląd zewnętrzny roślin.

Zaobserwowano tendencję do zmniejszania się gęstości objętościowej oraz odczynu podłoża oraz znaczne zwiększenie zawartości materii organicznej w obu badanych obiektach w czasie. Rośliny charakteryzowały się podobnym stanem odżywienia roślin w makroelementy, niezależnie od zastosowanego podłoża. W stosunku do podwyższonych stężeń pierwiastków śladowych w odpadowym podłożu krzemionkowym, ilość metali nagromadzonych w tkankach roślin była stosunkowo niska. Wyniki wykazały, że modyfikacja składu powszechnie stosowanego podłoża na zielony dach może znacząco wpłynąć na wzrost i rozwój roślin oraz zawartość w nich pierwiastków. Mieszanka zawierająca odpady spełniała standardy FLL [2008, 2015] stawiane podłożom do uprawy na zielonych dachach i stanowiła cenne środowisko korzeniowe dla badanych, rodzimych gatunków roślin.

4. Publikacja nr 4:

Krawczyk A., Domagała-Świątkiewicz I., Lis-Krzyścin A. 2021. Time-dependent changes in the physico-chemical parameters and growth responses of *Sedum acre* (L.) to waste-based growing substrates in simulation extensive green roof experiment. *Agronomy* 11(2): 298.

DOI: 10.3390/agronomy11020298

Punktacja MNiSW 2021: 100

IF 2020: 3,417

5-letni IF: 3,640

Celem badań była ocena przydatności lokalnie występujących materiałów odpadowych jako elementów podłoży uprawowych oraz ocena zmian parametrów fizyko-chemicznych podłoży odpadowych w czasie oraz powodzenia uprawy rozchodnika.

Dwuletnie doświadczenie (2014-2015) przeprowadzono w warunkach pilotażowego zielonego dachu ekstensywnego o 10 cm miąższości podłoża, na terenie Stacji Doświadczalnej Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie. Bazując na wynikach uprzednich analiz fizyko-chemicznych poszczególnych, lokalnie dostępnych materiałów odpadowych oraz mineralnych (odpadu i pyłu krzemionkowego, kruszonej cegły, kompostu miejskiego, odpadu po uprawie pieczarek, włókien kokosowych po uprawie, gleby murszowej, piasku, tufu filipowickiego, melafiru, kruszyw kopalnych) oraz wytycznych FLL, przygotowano pięć podłoży uprawnych. Za obiekt kontrolny posłużył substrat typu E firmy Optigrün.

Właściwości fizyko-chemiczne podłoży (skład granulometryczny, gęstość objętościową, pojemność wodną, zawartość makro- i mikroskładników pokarmowych i pierwiastków śladowych, odczyn podłoża, stężenie soli oraz zawartość substancji organicznej) przeanalizowano trzykrotnie: zaraz po wymieszaniu składników oraz po pierwszym i drugim sezonie wegetacyjnym. W pełni wegetacji (2014-2015) nadziemne części roślin zostały ścięte i zważone oraz poddane analizom (zawartość składników pokarmowych oraz metali ciężkich, zawartość suchej masy). Dodatkowej ocenie poddano również wygląd zewnętrzny roślin.

Wszystkie podłoża charakteryzowały się optymalną pojemnością wodną, składem granulometrycznym, odczynem i stężeniem soli. Wyższe stężenie makro- (N, P, K, Mg) i pierwiastków śladowych (B, Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Ni, Pb i Cr) stwierdzono w podłożach odpadowych. Gęstość objętościowa podłoży uprawowych uległa zmniejszeniu w czasie, z wyjątkiem podłoży, gdzie źródłem materii organicznej było szybko mineralizujący się odpad po uprawie pieczarek. Zawartość substancji organicznej w podłożach po dwuletnim okresie wegetacji wzrosła w stosunku do podłoża kontrolnego, z wyjątkiem mieszanki z odpadem pieczarkarskim. Po dwóch latach doświadczenia stężenie wszystkich dostępnych makroskładników i pierwiastków śladowych (z wyjątkiem mineralnego N, K, S-SO₄ i B) było wyższe niż w 2014 roku, natomiast pH i stężenie soli były niższe. Uogólniając rośliny uprawiane na podłożach odpadowych charakteryzowały się niższą zawartością suchej masy i większą biomasą. Istotnie wyższą biomasę *S. acre* L. stwierdzono w pierwszym roku doświadczenia. Nie zaobserwowano objawów nieprawidłowego wzrostu, pomimo wyższych stężeń pierwiastków śladowych w roślinach zebranych z podłoża odpadowego.

Podłoża uprawowe na bazie odpadów uznano za cenne środowisko korzeniowe dla *S. acre* L. w systemie ekstensywnego zielonego dachu.

WNIOSKI

Badania pozwoliły na lepsze poznanie problemów podłoży dachowych, poszerzając znikomą liczbę prac badawczych w Polsce. Będą mogły również, tuż obok norm niemieckich, stanowić punkt odniesienia do projektowania, wykonywania i pielęgnacji zielonych dachów.

1. Przebadane w pracy materiały odpadowe mogą stanowić dobry i tani element składowy podłoży do uprawy w technologii dachów ekstensywnych. Stanowią punkt wyjścia do zwiększenia dostępności ogrodów na dachach w Polsce oraz zmniejszenia objętości odpadów na składowiskach.
2. Wykorzystanie materiałów odpadowych do produkcji podłoży na ekstensywne zielone dachy dobrze wpisuje się w założenia gospodarki o obiegu zamkniętym. Selekcja odpadów lub komponentów poddanych recyklingowi powinna być przeprowadzona w sposób ostrożny. Podłoże do uprawy powinno być odpowiednio przygotowane, aby osiągnąć zalety zielonych dachów i zapewnić optymalne środowisko dla wzrostu korzeni roślin. Ze względu na możliwe zanieczyszczenie materiałów odpadowych metalami ciężkimi, jak również różne parametry każdego z nich, należy pamiętać o konieczności wykonywania analiz fizyko-chemicznych jeszcze przed przygotowaniem mieszanki podłożowej.
3. Wyniki prowadzonych badań wykazały, że modyfikacja składu podłoża może znacząco wpłynąć na wzrost i koncentrację pierwiastków w roślinach. Opracowane podłoża zawierały większe ilości P, K, Mg, S i innych składników odżywczych niż podłoże kontrolne, dostępne w sprzedaży.
4. Substraty z dodatkiem odpadów krzemionkowych, o lekko zasadowym odczynie, zmniejszają dostępność potencjalnie toksycznych metali, zapobiegając ich fitotoksyczności. By ocenić wpływ podłoży odpadowych na całe środowisko, w przyszłych badaniach należy określić stopień zanieczyszczenia wód odpływowych.
5. Podłoża z dodatkiem odpadów krzemionkowych mają potencjał do utrzymywania odczynu podłoża przy wysokiej zdolności buforowania.
6. Pomimo podwyższonych stężeń metali w odpadowym podłożu na bazie krzemionki, ilość metali nagromadzonych w tkankach wszystkich badanych roślin była niewielka.
7. Odpady krzemionkowe miały pozytywny wpływ na wzrost roślin, biomasę i ocenę wizualną roślin (szczególnie w przypadku *S. acre* L.), mogą więc stanowić cenny i przyjazny dla środowiska dodatek do podłoży na zielone dachy.
8. Rodzime gatunki roślin ze stanowisk kserotermicznych: *H. pilosella* L. oraz *S. acre* L. wykazały wysoką zdolność adaptacji do surowego środowiska panującego na dachu oraz lokalnych warunków pogodowych i tym samym potwierdziły przydatność ich wykorzystania w technologii zielonych dachów ekstensywnych. Charakteryzowały się wysoką produkcją biomasy, łatwością rozmnażania, szybkim zasiedlaniem i gęstością pokrycia powierzchni podłoża (z wyjątkiem *D. carthusianorum*) oraz dekoracyjnością.
9. Decydując się na przygotowanie podłoża na bazie odpadów, należy położyć nacisk na możliwość wykorzystania roślin, które są wykorzystywane w fitoremediacji terenów skażonych metalami śladowymi (np. *D. carthusianorum*).

10. Introdukcja rodzimych gatunków roślin w technologii zielonych dachów może wspomóc dziką florę w kolonizacji powierzchni dachowych w krajobrazach miejskich i przyczynić się do zwiększenia ich bioróżnorodności.
11. Dobre zarządzanie zielonymi dachami, pozwalające uzyskać maksymalne korzyści dla środowiska miejskiego, wymaga wiedzy o wpływie gatunków roślin na skład podłoża i odwrotnie.
12. W badanych podłożach zaobserwowano zmiany niektórych parametrów fizyko-chemicznych związane z czasem i uprawianą roślinnością. Stwierdzono tendencję do zmniejszania się gęstości objętościowej i wartości odczynu oraz wzrost zawartości materii organicznej. Typ systemu korzeniowego oraz szybkość rozmnażania miały wpływ na zawartość substancji organicznej w podłożach: była niższa w kombinacjach z *H. pilosella* i *D. carthusianorum* w porównaniu z *S. acre*.
13. Materiały organiczne o wysokim stosunku C : N ulegają szybkiej mineralizacji uwalniając składniki odżywcze dostępne dla roślin, które mogą być również wymywane.
14. Wiedza na temat dynamiki obiegu składników pokarmowych w ekosystemach zielonych dachów jest wciąż ograniczona, dlatego istnieje konieczność prowadzenia dalszych badań.

POZYCJE LITERATURY CYTOWANE W AUTOREFERACIE

1. Ampim P.A.Y., Sloan J.J., Cabrera R.I., Harp D.A., Jaber F.H. 2010. Green roof growing substrates: Types, ingredients, composition and properties. *J. Environ. Hortic.* 28: 244–252.
2. Asaf T.S., Al-Ajlouni M.G., Ayad J.Y., Othman Y.A., Hilaire R.S. 2020. Performance of six different soilless green roof substrate for the Mediterranean region. *Sci. Total Environ.* 730: 139182.
3. Barker A.V., Pilbeam J.D. 2007. *Handbook of plant nutrition*. Taylor & Francis Group, Boca Raton. 239-240.
4. Bates A.J., Sadler J.P., Greswell R.B., Mackay R. 2015. Effects of recycled aggregate growth substrate on green roof vegetation development: A six year experiment. *Landsc. Urban Plan.* 135: 22–31.
5. Beattie D.J., Berghage R. 2004. Green roof media characteristics: The basic. Paper presented at the meeting of 2nd North American Green Roof Conference: Greening Rooftops for Sustainable Communities, Portland.
6. Benvenuti S., Bacci D. 2010. Initial agronomic performances of Mediterranean xerophytes in simulated dry green roofs. *Urban Ecosystems* 13: 349.
7. Blanusa T., Madalena M., Monteiro V., Fantozzi F., Vysini E., Li Y., Cameron R.W.F. 2013. Alternatives to Sedum on green roofs: Can broad leaf perennial plants offer better ‘cooling service’? *Building and Environment* 59: 99–106.
8. Bradley D.B., Monterusso M.A., Rugh C.L. 2006. Assessment of heat-expanded slate and fertility requirements in green roof substrates. *HortTechnology* 16(3): 471.
9. Carson T., Hakimdavar R., Sjoblom K., Culligan P. 2012. Viability of recycled and waste materials as green roof substrates. *Geo Congress*: 3644-3653.
10. Cascone S. 2019. Green Roof Design: State of the Art on Technology and Materials. *Sustainability* 11: 3020.
11. Chow M. F., Yusop Z. 2019. Contributions of dry and wet weather runoffs to annual pollutant loading in tropical urban catchments. *Lecture Notes in Civil Engineering* 9: 1511-1521.
12. Chow M.F., Abu Bakar M.F., Sidek L.M., Basri H. 2017. Effects of substrate types on runoff retention performance within the extensive green roofs. *Journal of Engineering and Applied Sciences* 12(21): 5379-5383.
13. Dunnett N., Kingsbury N. 2004. *Planting green roofs and living walls*. USA: Timber Press Oregon: 254.
14. Dunnett N., Nagase A., Hallam A. 2008. The dynamics of planted and colonising species on a green roof over six growing seasons 2001–2006: influence of substrate depth. *Urban Ecosystems* 11: 373–384.
15. Eksi M., Sevgi O., Akburak S., Yurtseven H., Esin I. 2020. Assessment of recycled or locally available materials as green roof substrates. *Ecol. Eng.* 156: 105966.
16. Emilsson T. 2008. Vegetation development on extensive vegetated green roofs: influence of substrate composition, establishment method and species mix. *Ecol. Eng.* 33: 265.

17. Emilsson T., Rolf K. 2005. Comparison of establishment methods for extensive green roofs in southern Sweden. *Urban Forestry & Urban Greening* 3: 103–111.
18. Komisja Europejska 2021. Nature-Based Solutions. Protokół dostępu: https://ec.europa.eu/info/research-and-innovation/research-area/environment/nature-based-solutions_en (30.04. 2022)
19. Farrell C., Mitchell R.E., Szota C., Rayner J.P., Williams N.S.G. 2012. Green roofs for hot and dry climates: Interacting effects of plant water use, succulence and substrate. *Ecological Engineering* 49: 270–276.
20. FLL 2008. *Wytyczne do projektowania, wykonywania i pielęgnacji dachów zielonych*. Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau, Bonn, Niemcy.
21. FLL 2015. *Wytyczne do projektowania, wykonywania i pielęgnacji dachów zielonych*. DAFA, Poland.
22. Friedrich C. 2008. Low Impact Development: Selecting the Proper Components for a Green Roof Growing Media. American Society of Civil Engineers.
23. Gabrych M., Kotze D.J., Lehvävitra S. 2016. Substrate depth and roof age strongly affect plant abundances on sedum-moss and meadow green roofs in Helsinki, Finland. *Ecological Engineering* 86: 95-104.
24. Getter K.L., Rowe D.B. 2006. The Role of Extensive Green Roofs in Sustainable Development. *Horticultural Science* 41(5): 1276–1285.
25. Grard B.J.-P., Bel N., Marchal N., Madre F., Castell J.F., Cambier P., Houot S., Manouchehri N., Besancon S., Michel J.C. 2015. Recycling urban waste as possible use for rooftop vegetable garden. *Future Food J. Food Agric. Soc.* 3: 21–34.
26. Heim A., Lundholm J. 2022. Changes in plant community composition and functional plant traits over a four-year period on an extensive green roof. *Journal of Environmental Management* 304: 114154.
27. Köhler M., Poll P.H. 2010. Long-term performance of selected old Berlin green roofs in comparison to younger extensive green roofs in Berlin. *Ecological Engineering* 36: 722-729.
28. Kotsiris G., Nektarios P.A., Paraskevopoulou A.T. 2012. *Lavandula angustifolia* growth and physiology is affected by substrate type and depth when grown under Mediterranean semi-intensive green roof conditions. *Hortic. Sci.* 47(2): 311-317.
29. Marouli C., Savvidou P., Koutsokali M., Papadopoulou P., Misseyanni A., Tsiliki G., Georgas D. 2022. Plant Growth on a Mediterranean Green Roof: A Pilot Study on Influence of Substrate Depth, Substrate Composition, and Type of Green Roof. *Front. Sustain. Cities* 3: 796441.
30. Mentens J., Raes D., Hermy M. 2006. Green roofs as a tool for solving the rainwater runoff problem in the urbanized 21st century? *Landscape and Urban Planning* 77: 217–226.
31. Mickovski S.B., Buss K., McKenzie B.M., Sökmener B. 2013. Laboratory study on the potential use of recycled inert construction waste material in the substrate mix for extensive green roofs. *Ecol. Eng.* 61: 706–714.
32. Molineux C., Fentiman C., Gange A. 2009. Characterizing alternative recycled waste materials for use as green roof growing media in the U.K. *Ecol Eng.* 35: 1507.

33. Monterusso M.A., Rowe D.B., Rugh C.L. 2005. Establishment and persistence of *Sedum* spp. and native taxa for green roof applications. *Horticultural Science* 40(2): 391-396.
34. Nektarios P.A., Amountzias I., Kokkinou I., Ntoulas N. 2011. Green roof substrate type and depth affect the growth of the native species *Dianthus fruticosus* under reduced irrigation regimens. *HortScience* 46(8): 1208-1216.
35. Nektarios P.A., Kokkinou I., Bali E.M., Amountzias I. 2015. Drought stress response of *Sedum sediforme* grown in extensive green roof systems with different substrate types and depths. *Scientia Horticulturae* 181: 52-61.
36. Nektarios P.A., Nydrioti E., Kapsali T, Ntoulas N. 2016a. Substrate type, depth and irrigation regime effects on *Ebenus cretica* growth in extensive green roof. *Acta Horticulturae* 1108: 297-302.
37. Nektarios P.A., Nydrioti E., Kapsali T., Ntoulas N. 2016b. *Crithmum maritimum* growth in extensive green roof systems with different substrate type, depth and irrigation regime. *Acta Horticulturae* 1108: 303-308.
38. Oberndorfer E., Lundholm J., Bass B., Coffman R., Doshi H., Dunnett N., Gaffin S., Kohler M., Liu K., Rowe B. 2007. Green roofs as urban ecosystems: Ecological structures, functions, and services. *BioScience* 57: 823–833.
39. Olszewski M.W., Young C.A. 2011. Physical and chemical properties of green roof media and their effect on plant establishment. *J. Environ. Hortic.* 29: 81–86.
40. Ondoño S., Martínez-Sánchez J.J., Moreno J.L. 2015. The inorganic component of green roof substrates impacts the growth of Mediterranean plant species as well as the C and N sequestration potential. *Ecological Indicators* 61: 739-752.
41. Pereira H.S., Korndorfer G.H., De Aquino V., Sartoride Camargo M. 2004. Silicon sources for rice crop. *Sci. Agric.* 61(5): 522.
42. Rowe D.B, Getter K.L., Durhman A.K. 2012. Effect of green roof media depth on *Crassulacean* plant succession over seven years. *Landscape & Urban Planning* 104: 310-319.
43. Schrader S., Böning M. 2006. Soil formation on green roofs and its contribution to urban biodiversity with emphasis on Collembolans. *Pedobiologia* 50: 347-356.
44. Schweitzer O., Erell E. 2014. Evaluation of the energy performance and irrigation requirements of extensive green roofs in a water-scarce Mediterranean climate. *Energy & Buildings* 68: 25–32.
45. Solano L., Ristvey A.G., Lea-Cox J.D., Cohan S.M. 2012. Sequestering zinc from recycled crumb rubber in extensive green roof media. *Ecol. Eng.* 47: 284.
46. Sutton R.K. 2008. *Media modifications for native plant assemblages on green roofs*. Paper presented at the Sixth Annual Greening Rooftops for Sustainable Communities Conference, Baltimore. 1-12.
47. Sutton R.K. 2015. *Green Roof Ecosystems. Introduction to Green Roof Ecosystems*; Springer: New York, NY, USA. 1-26; 193-209.
48. Tams L., Nehls T., Sousa Coutinho Calheiros C. 2022. Rethinking green roofs- natural and recycled materials improve their carbon footprint. *Building and Environment* 219: 109122.

49. Thuring C.E., Berghage R.D., Beattie D.J. 2010. Green roof plant responses to different substrate types and depths under various drought conditions. *HortTechnology* 20(2): 395-401.
50. Van Mechelen C., Dutoit T., Kattge J., Hermy M. 2014. Plant trait analysis delivers an extensive list of potential green roof species for Mediterranean France. *Ecological Engineering* 67: 48-59.
51. Vijayaraghavan K. 2016. Green roofs: A critical review on the role of components, benefits, limitations and trends. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 57: 740–752.
52. Vijayaraghavan K., Joshi U.M. 2014. Can green roof act as a sink for contaminants? A methodological study to evaluate runoff quality from green roofs. *Environmental Pollution* 194: 121–9.
53. Werdin J., Conn R., Fletcher R.C., Rayner J.P., Williams N.S.G., Farrell C. 2021. Biochar particle size and amendment rate are more important for water retention and weight of green roof substrates than differences in feedstock type. *Ecological Engineering* 171: 106391.
54. Wooster E.I.F., Fleck R., Torpy F., Ramp D., Irga P.J. 2022. Urban green roofs promote metropolitan biodiversity: A comparative case study. *Building and Environment* 207(A): 108458.
55. Xue M., Farrell C. 2020. Use of organic wastes to create lightweight green roof substrates with increased plant-available water. *Urban For. Urban Green.* 48: 26569.
56. Young T., Cameron D.D., Sorrill J., Edwards T., Phoenix G.K. 2014. Importance of different components of green roof substrate on plant growth and physiological performance. *Urban For. Urban Green.* 13: 507–516.

DOROBEK NAUKOWY

Publikacje będące przedmiotem rozprawy doktorskiej:

1. **Krawczyk A.**, Domagała-Świątkiewicz I., Lis-Krzyścin A. 2016. Materiały odpadowe wykorzystywane do produkcji podłoży uprawowych do zakładania ekstensywnych zielonych dachów. [W:] *Współczesne kierunki badań nad roślinami ozdobnymi w Polsce*. Monografia PAN. Red. A. Bach i in. Wyd. Uniwersytet Rolniczy w Krakowie, Kraków: 345-357.
2. **Krawczyk A.**, Domagała-Świątkiewicz I., Lis-Krzyścin A., Daraż M. 2017. Waste silica as a valuable component of extensive green-roof substrates. *Polish Journal of Environmental Studies* 26(2): 643-653. DOI: 10.15244/pjoes/64791
3. **Krawczyk A.**, Domagała-Świątkiewicz I., Lis-Krzyścin A. 2017. The effect of substrate on growth and nutritional status of native xerothermic species grown in extensive green roof technology. *Ecological Engineering* 108: 194-202. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2017.08.022
4. **Krawczyk A.**, Domagała-Świątkiewicz I., Lis-Krzyścin A. 2021. Time-dependent changes in the physico-chemical parameters and growth responses of *Sedum acre* (L.) to waste-based growing substrates in simulation extensive green roof experiment. *Agronomy* 11(2): 298. DOI: 10.3390/agronomy11020298

Pozostałe publikacje naukowe:

1. **Krawczyk A.**, Lis-Krzyściń A. 2013. Ocena stanu gleby w rabatach krzewiastych w Alejach Trzech Wieszców w Krakowie. *Episteme* 20(II): 35-44.
2. **Krawczyk A.** 2014. Właściwości fizyko-chemiczne gleb miejskich. Wpływ Młodych Naukowców na Osiągnięcia Polskiej Nauki. Materiały pokonferencyjne ISBN: 978-83-63058-38-8
3. **Krawczyk A.**, Lis-Krzyściń A. 2014. Heavy metals and pH of urban soils at Trzech Wieszców Avenue in Cracow. III International Conference of PhD Students: Multidirectional research in Agriculture and forestry, Kraków: 147-148.
4. **Krawczyk A.**, Lis-Krzyściń A. 2014. Odczyn gleb miejskich oraz zawartość metali ciężkich w Alejach Trzech Wieszców w Krakowie. *Episteme* 22(III): 83-90.
5. **Krawczyk A.**, Supel P., Kaszycki P., Lis-Krzyściń A. 2015. Zastosowanie dwuskładnikowego bionawozu bakteryjno-mineralnego w uprawie roślin ozdobnych (Use of a two-component, mineral-bacterial biofertilizer in cultivation of ornamental plants). *Przemysł chemiczny* 94(7): 1183-1189. DOI:10.15199/62.2015.7.22

Doniesienia konferencyjne:

1. **Krawczyk A.**, Lis-Krzyściń A. 2013. Ocena stanu gleby w rabatach krzewiastych w Alejach Trzech Wieszców w Krakowie. Ogólnopolska Ogrodnicza Konferencja Naukowa Ziemia Roślina Człowiek, Kraków 11-12.IX.2013: 96.
2. **Krawczyk A.** 2014. Właściwości fizyko-chemiczne gleb miejskich. Wpływ Młodych Naukowców na Osiągnięcia Polskiej Nauki. Materiały pokonferencyjne ISBN: 978-83-63058-38-8.
3. **Krawczyk A.**, Lis-Krzyściń A. 2014. Heavy metals and pH of urban soils at Trzech Wieszców Avenue in Cracow, III International Conference of PhD Students Research in Agriculture and Forestry, Cracow 22.III.2014: 147-148.
4. Lis-Krzyściń A., Domagała-Świątkiewicz I., **Krawczyk A.** 2014. Ocena możliwości wykorzystania odpadu krzemionkowego jako komponentu podłoża dachowych. Ogólnopolska Jubileuszowa Konferencja Naukowa. Współczesne trendy w uprawie i żywieniu roślin ogrodniczych. XV Zjazd Katedr Uprawy Roli i Nawożenia Roślin Ogrodniczych, Lublin (Susiec) 12-13.VI.2014: 62.
5. Domagała-Świątkiewicz I., Lis-Krzyściń A., **Krawczyk A.** 2014. Profil mineralny roślin uprawianych w podłożach z odpadową krzemionką w technologii zielonych dachów. Ogólnopolska Jubileuszowa Konferencja Naukowa. Współczesne trendy w uprawie i żywieniu roślin ogrodniczych. XV Zjazd Katedr Uprawy Roli i Nawożenia Roślin Ogrodniczych, Lublin (Susiec) 12-13.VI.2014: 57.
6. **Krawczyk A.**, Lis-Krzyściń A. 2014. Soil alkalinity and salinity in Cracow. International scientific conference. Horticulture in quality and culture of life, Lednice – Czechy 26. IX.2014: 80.
7. Lis-Krzyściń A., **Krawczyk A.** 2014. Estimation of heavy metal pollution of soils in Cracow. International scientific conference. Horticulture in quality and culture of life, Lednice – Czechy 26. IX.2014: 82.

8. Lis-Krzyściń A., Domagała-Świątkiewicz I., **Krawczyk A.** 2015. Effect of silica waste on the growth, flowering and mineral status of *Tagetes patula* L. in pot experiment. Międzynarodowa Konferencja Naukowa. Ogrodnictwo w kształtowaniu jakości życia. Lublin 18-19.VI.2015: 127.
9. Domagała-Świątkiewicz I., Lis-Krzyściń A., **Krawczyk A.** 2015. Influence of silica waste to physical and chemical properties of peat substrate in pot experiment with *Tagetes patula* L. Międzynarodowa Konferencja Naukowa. Ogrodnictwo w kształtowaniu jakości życia. Lublin 18-19.VI.2015: 117.
10. **Krawczyk A.**, Lis-Krzyściń A., Domagała-Świątkiewicz I. 2015. Effect of green roof substrate composition on growth and development of *Sedum acre* L. and *Hieracium pilosella* L. Międzynarodowa Konferencja Naukowa. Ogrodnictwo w kształtowaniu jakości życia. Lublin 18-19.VI.2015: 125.
11. Lis-Krzyściń A., Domagała-Świątkiewicz I., **Krawczyk A.** 2015. Wykorzystanie odpadu krzemionkowego jako komponentu podłoża w uprawie begonii stale kwitnącej (*Begonia semperflorens*). Cz. I. Właściwości fizyko-chemiczne podłoża uprawowego. IV Zjazd Polskiego Towarzystwa Nauk Ogrodniczych. Postęp w ogrodnictwie dla poprawy jakości życia i ochrony środowiska. Wrocław 14-16.IX.2015: 151.
12. Domagała-Świątkiewicz I., Lis-Krzyściń A., **Krawczyk A.** 2015. Wykorzystanie odpadu krzemionkowego jako komponentu podłoża w uprawie begonii stale kwitnącej (*Begonia semperflorens*). Cz. II. Stan odżywienia mineralnego roślin. IV Zjazd Polskiego Towarzystwa Nauk Ogrodniczych. Postęp w ogrodnictwie dla poprawy jakości życia i ochrony środowiska. Wrocław 14-16.IX.2015: 161.
13. **Krawczyk A.**, Lis-Krzyściń A., Domagała-Świątkiewicz I. 2015. Właściwości fizyko-chemiczne materiałów odpadowych stosowanych jako komponenty podłoża w technologii zielonych dachów. IV Zjazd Polskiego Towarzystwa Nauk Ogrodniczych. Postęp w ogrodnictwie dla poprawy jakości życia i ochrony środowiska. Wrocław 14-16.IX.2015: 158.
14. **Krawczyk A.**, Lis-Krzyściń A., Domagała-Świątkiewicz I. 2016. Zielone dachy jako element poprawy jakości życia w miastach. Ogólnopolska Konferencja Naukowa pt. „Jakość życia w inteligentnych miastach”. Rzeszów 24.V.2016: referat.
15. **Krawczyk A.**, Lis-Krzyściń A., Domagała-Świątkiewicz I. 2016. Substraty uprawowe w technologii zielonych dachów: rodzaje, komponenty, kompozycja i wybrane właściwości fizyko-chemiczne. Ogólnopolska Konferencja Naukowa, XVI Zjazd Katedr Uprawy Roli i Nawożenia Roślin Ogrodniczych „Współczesne trendy w uprawie i żywieniu roślin ogrodniczych” oraz jubileusz 90. rocznicy urodzin prof. dr. hab. Jana Romana Starcka, Warszawa 15-16.IX.2016: 59-60.
16. **Krawczyk A.**, Domagała-Świątkiewicz I., Lis-Krzyściń A. 2016. Waste silica as a valuable component of extensive green roof substrates. 5th International Scientific Horticulture Conference. Nitra 21-23.IX.2016: Referat 8.
17. **Krawczyk A.**, Domagała-Świątkiewicz I., Lis-Krzyściń A. 2016. The Effect on Growth and Nutritional Status of Native Xerothermic Species Grown in Extensive Green Roof Technology. 5th International Scientific Horticulture Conference. Nitra 21-23.IX.2016: Referat 7.

18. **Krawczyk A.**, Lis-Krzyściń A., Domagała-Świątkiewicz I., Hadło D. 2017. Ocena energii i zdolności kiełkowania nasion rodzimych gatunków roślin przeznaczonych do wysiewania na zielone dachy ekstensywne. Ogólnopolska Ogrodnicza Konferencja Naukowa Ziemia – Roślina – Człowiek, Kraków 20-21.IX.2017: 39.
19. Lis-Krzyściń A., Domagała-Świątkiewicz I., **Krawczyk A.**, 2018. Walidacja substratów przeznaczonych do uprawy na zielonych dachach ekstensywnych. Konferencja naukowa "Współczesne trendy w uprawie i żywieniu roślin ogrodniczych", Poznań 12-14.VI.2018: 22-26.
20. Lis-Krzyściń A., Domagała-Świątkiewicz I., **Krawczyk A.**, Kwinta D. 2019. Dynamika zmian właściwości fizyko-chemicznych substratów uprawowych indukowana czasem i roślinnością w warunkach doświadczalnego dachu zielonego. Miejsce ogrodnictwa we współczesnym życiu człowieka i ochronie środowiska. Zjazd Polskiego Towarzystwa Nauk Ogrodniczych, Warszawa 16-18.IX.2019: 100.

**PUBLIKACJE WCHODZĄCE W SKŁAD ROZPRAWY DOKTORSKIEJ
I OŚWIADCZENIA AUTORÓW**

23

Materiały odpadowe wykorzystywane do produkcji podłoży uprawowych do zakładania ekstensywnych zielonych dachów

Anna Krawczyk, Agnieszka Lis-Krzyścin, Iwona Domagała-Świątkiewicz

Zakład Żywienia Roślin, Instytut Biologii Roślin i Biotechnologii, Wydział Biotechnologii i Ogrodnictwa, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie, al. 29 Listopada 54, 31-425 Kraków, e-mail: anna_krawczyk@onet.pl

Abstrakt. Praca obejmuje przegląd odpadowych materiałów mineralnych i organicznych różnego pochodzenia, potencjalnie przydatnych do przygotowania podłoży uprawowych, mających zastosowanie w technologii zielonego dachu ekstensywnego. W Polsce ta technologia jest stosunkowo nowa, ale jej rozwój w ostatnich latach następuje bardzo dynamicznie. Stwarza to potrzebę przeprowadzenia badań z zakresu optymalizacji składu komponentów mineralnych i organicznych substratów uprawowych w dostosowaniu do warunków naszego klimatu, ale także przydatnych lokalnie występujących materiałów. Surowce do substratów wegetacyjnych powinny być dostępne lokalnie i tanie, co zmniejsza koszty transportu i ogranicza cenę gotowego podłoża do zazielenienia ekstensywnego dachu. W Polsce konieczna jest realizacja licznych przedsięwzięć, zwłaszcza w zakresie uporządkowania gospodarki odpadami, likwidacji niedostosowanych do wymogów Unii Europejskiej modernizacji istniejących składowisk odpadów, ale przede wszystkim zwiększenia stopnia powtórnego ich wykorzystania. Wykorzystanie złóż antropogenicznych, jako surowców do produkcji podłoży ogrodniczych, z uwagi na konieczność zrównoważonej polityki surowcowej oraz ze względu na rosnące ograniczenia ekologiczne, urbanistyczne i społeczne w eksploatacji złóż surowcowych skalnych jest ważnym działaniem proekologicznym.

Słowa kluczowe: materiały z recyklingu • kompost miejski • gęstość objętościowa • pojemność wodna • materia organiczna

1. Wstęp

Ekstensywne dachy zielone stanowią rozwiązanie stropodachu, gdzie warstwa podłoża do uprawy wynosi 5–20 cm, oferując roślinom bardzo ograniczoną przestrzeń do rozwoju korzeni. Jednak ze względu na stosunkowo niski ciężar i łatwość utrzymania dachu technologia ta jest najbardziej odpowiednia dla większości struktur budowlanych [Oberndorfer i in. 2007, Schweitzer i Erell 2014]. Bates i in. [2015] wskazują, że choć deficyt wody jest głównym czynnikiem determinującym powodzenie uprawy w tej technologii, właściwości podłoża i jego miąższość odgrywają także znaczącą rolę. Właściwości substratu uprawowego, szczególnie zawartość materii organicznej, mają bezpośredni wpływ na wzrost roślin i trwałość okrywy roślinnej na zielonym dachu ekstensywnym [Nagase i Dunnetta 2011, Kostiris i in. 2012, Ondoño i in. 2015]. Dlatego też wybór odpowiedniego podłoża jest kluczowy dla utrzymania roślin i stabilności populacji [Vijayaraghavan 2016].

Obecnie na rynku substraty uprawowe do zazieleniania dachów w systemie ekstensywnym są przygotowywane głównie z keramzytu, łupków i ekspandowanych kruszyw mineralnych. Składają się z 90–95% frakcji mineralnych, niewielkiej ilości materiałów organicznych (do 10%) i nawozów o spowolnionym działaniu [Ampim i in. 2010]. Niektórzy autorzy [Moulineux i in. 2009, Carson i in. 2012, Solano i in. 2012] sugerują, że mały koszt i lokalna dostępność materiałów odpadowych wskazują na możliwość ich stosowania na zielonym dachu, zamiast drogich substratów handlowych. Korzystanie z lokalnie dostępnych materiałów odpadowych ma wiele potencjalnych korzyści, w tym obniżenie kosztów transportu, zmniejszenie ilości odpadów na składowiskach i zachowanie naturalnych kruszyw [Bates i in. 2015]. Odpady muszą jednak spełnić wiele kryteriów, takich jak odpowiednie właściwości fizyczne i chemiczne, ale przede wszystkim dopuszczalny poziom zanieczyszczeń.

Charakterystyka komponentów substratów do technologii dachów zielonych oraz gotowych podłoży została opracowana przez Niemieckie Towarzystwo Naukowo-Badawcze Krajobrazu i Rolnictwa (FLL) [Burszta-Adamiak 2015]. Według tego opracowania wyróżnia się 14 kategorii oceniających właściwości fizyczne i chemiczne substratów, m.in. zawartość materii organicznej, skład granulometryczny lub gęstość objętościowa. Normy te stanowią punkt odniesienia do projektowania, wykonywania i pielęgnacji zielonych dachów, także w Polsce. Standardowe podłoże dla zielonego dachu ekstensywnego powinno spełniać szereg wymogów. Powinno być lekkie (niska gęstość objętościowa) i przepuszczalne [Nektarios i in. 2016], a jednocześnie mieć wysoką pojemność wodną i sorpcyjną w stosunku do składników pokarmowych, co zapewni roślinom odpowiednie warunki do wzrostu i rozwoju [Beattie i Berghage 2004, Ampim i in. 2010, Vijayaraghavan 2016]. Zgodnie z normami FLL [Burszta-Adamiak 2015], gęstość objętościowa substratu do omawianej technologii powinna wynosić $0,6\text{--}1,2\text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$, warstwa 1 cm podłoża powinna ważyć około $10\text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$, a pojemność wodna powinna zawierać się w przedziale 35–65%.

W czteroletnim eksperymencie z uprawą kserotermicznych gatunków roślin, przydatnych do uprawy w warunkach ekstensywnego dachu zielonego, przebadano 46 rodzajów materiałów mineralnych i organicznych pochodzenia odpadowego lub naturalnego. Materiały mineralne, obejmujące głównie kruszywa naturalne oraz odpadowe, miały gęstość objętościową w zakresie od $0,59 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$ (gruz gipsowy) do $1,73 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$ (kruszywo wapienne 3/0–30/A) oraz pojemność wodną od 56,5% w/w (gruz gipsowy) do 3,7% w/w (kruszywo wapienne 8/16–30/A). Właściwości fizyczne i chemiczne wybranych materiałów mineralnych zamieszczono w Tabelach 1, 2a i 2b. Materiały organiczne obejmowały m.in. komposty miejskie, ziemię murszową, podłoża po uprawie pieczarek, obornik, zużyte włókno kokosowe. Materiały te miały gęstość objętościową w granicach od $0,10 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$ (włókno kokosowe) do $1,0 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$ (obornik bydlęcy) oraz pojemność wodną w zakresie 577% w/w (włókno kokosowe) do 20,5% w/w (obornik bydlęcy) (tab. 3).

2. Ogólna charakterystyka odpadów

Obecnie aglomeracje miejskie cechują się wysokim stopniem uprzemysłowienia oraz nowoczesnym rolnictwem, które przyczyniają się do wytwarzania nadmiernych ilości różnorodnych materiałów odpadowych [Saint-Fort 1991]. Odpadami nazywa się substancje powstałe w wyniku bytowania lub działalności gospodarczej ludzi, które są nieprzydatne lub uciążliwe dla środowiska w czasie i miejscu ich wytworzenia. Ze względu na pochodzenie oraz przyrodnicze wykorzystanie odpadów dzieli się je na trzy grupy:

- odpady komunalne związane z bytowaniem oraz działalnością ludzką o wysokiej zawartości substancji organicznej (30–50%), np. osady ściekowe, kompost miejski. Są one najczęściej stosowane w rekultywacji terenów poprzemysłowych oraz do nawożenia użytków rolnych [Baran i Turski 1999, Tognetti i in. 2006, Baran i in. 2008, Krzywy i in. 2008],
- odpady przemysłowe związane z działalnością m.in. hutnictwa, górnictwa, przemysłu chemicznego, np. odpadowe frakcje węgla brunatnego, popioły ze spalania węgla, związki zasadowe CaCO_3 , MgCO_3 , CaO , MgO . Z reguły są wykorzystywane do odkwaszania i nawożenia gleb kwaśnych [Korc 2002],
- odpady rolnicze związane z działalnością rolniczą i przetwórczą płodów rolnych, np. odchody zwierząt hodowlanych, podłoża po uprawie pieczarek, wywar gorzelniany. Po odpowiednim przetworzeniu i uzdatnieniu mogą uzyskać status nawozów naturalnych [Dz. U. Nr 224, poz. 1804, Dz. U. Nr 147, poz. 1033]. W przypadku opracowania technologii ich przetworzenia na produkty lub surowce użyteczne (metody recyklingu), zgodnie z dyrektywą 2008/98/EC wprowadza się pojęcie „utruty statusu odpadu” [Baran i in. 2011].

3. Ogólne przepisy prawne w zakresie gospodarki odpadami

Bezpieczne stosowanie materiałów odpadowych na użytkach rolnych jest możliwe po przejściu odpowiedniej procedury kontrolnej i uzyskaniu przez nie statusu nawozu lub środka wspomagającego uprawę roślin (Dz. U. Nr 147, poz. 1033). Istotne zmiany w ustawodawstwie polskim w kwestii zużycia odpadów nastąpiły w latach 2001–2002. Wtedy też określone zostały obowiązki wszystkich posiadaczy/wytwórców odpadów, dotyczące ich odzysku, zbierania, transportu oraz unieszkodliwiania. Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 18 czerwca 2008 r. w sprawie wykonania niektórych przepisów ustawy o nawozach i nawożeniu (Dz. U. Nr 119, poz. 765) określa maksymalne dopuszczalne zawartości zanieczyszczeń w nawozach i środkach wspomagających uprawę roślin oraz minimalne wymagania ilościowe dotyczące zawartości składników pokarmowych i węgla organicznego.

4. Materiały odpadowe mające potencjalne zastosowanie do produkcji podłoży do zakładania zielonych dachów ekstensywnych

4.1. Odpady przemysłowe

Kruszona, płukana cegła – charakteryzuje się stabilną strukturą, względnie wysoką pojemnością wodną (w granicach > 30% obj.) i porowatością (ok. 47%). Stosunkowo niska cena powoduje coraz częstsze zastosowanie w produkcji substratów uprawowych do zakładania zielonych dachów ekstensywnych [Molineux i in. 2009, Ampin i in. 2010, Bates i in. 2015]. Kruszywo ceglane jest odpadem przy produkcji cegieł, powstałym przez rozkruszanie w specjalnych kruszarkach. W kruszywie ceglany znajduje się zawsze znaczny procent pyłu, który powinno się usunąć przed wykorzystaniem kruszywa do uprawy. Podczas długotrwałych opadów warstwa wegetacyjna, zawierająca dużo frakcji pyłowych, nadmiernie uwadnia się, a cząstki spławiane zamulają warstwę drenującą. Cegły są wyrabiane z gliny ceramicznej, której głównym składnikiem jest kaolin. W kruszywie ceglany przeważają więc tlenki krzemowe i glinowe. Znajdują się tam również inne składniki, np. nadające charakterystyczne ceglaste zabarwienie tlenki żelaza oraz pewna ilość tlenu wapnia. Zawartość Ca w grysie ceglany może mieścić się w zakresie 3–15%. W świeżo wypalanej cegle znajduje się tlenek wapniowy CaO, który po nawilżeniu zmienia się w wodorotlenek wapniowy Ca(OH)₂, wywołujący zasadowy odczyn odpadu. Odpadowa cegła kruszona i płukana (frakcje 2–15 mm), stosowana w badaniach własnych, miała gęstość objętościową 0,85 g · cm⁻³ oraz pojemność wodną równą 38,4% w/w, natomiast cegła porozbiórkowa, odpowiednio gęstość 1,30 g · cm⁻³ i pojemność wodną 20,8% w/w (tab. 1). Young i in. [2014] podają, że 50% wzrost pojemności wodnej kruszonej cegły

można uzyskać przez zastosowanie frakcji drobnych kruszywa w zakresie 2–5 mm, w porównaniu z frakcją o wymiarach 4–15 mm.

Tabela 1. Średnia gęstość objętościowa oraz kapilarna pojemność wodna wybranych mineralnych komponentów zastosowanych do substratów uprawowych do zakładania zielonego dachu ekstensywnego

Komponent	Gęstość obj. [g · cm ⁻³]	Pojemność wodna [% w/w]	Pojemność wodna [% w/v]
Cegła – kruszywo	0,85	38,4	32,4
Kruszywo ceglane porozbiórkowe	1,30	20,8	27,1
Kruszywo krzemionkowe po kilkuletnim składowaniu	1,18	27,8	32,6
Melafir	1,19	10,8	12,8
Łupek przepalony na hałdach	1,19	13,2	15,7
Krzemionka pokadziowa	1,20	16,1	19,4
Tuf filipowicki jasny	1,22	12,8	15,6
Tuf filipowicki ciemny	1,28	8,1	10,3
Kruszywo z ZGH Bolesław	1,30	10,8	14,0
Kruszywo z kopalni Cholerzyn	1,39	9,3	12,9
Kruszywo z kopalni Czatkowice	1,46	2,8	4,2
Piasek formierski	1,49	23,6	35,1
Piasek rzeczny	1,51	23,7	35,9

Oprócz kruszonej cegły inne kruszywa alternatywne mogą mieć zastosowanie do produkcji substratów przeznaczonych do zazieleniania powierzchni dachowych, także kruszywa z recyklingu powstałe w trakcie robót wyburzeniowych i rozbiórkowych. Szczególnie przydatnym kruszywem może być kruszywo ceglane i dachówkowe [Emilsson 2008, Bates i in. 2015]. W Polsce znaczenie kruszyw z recyklingu będzie rosło ze względu na przebudowę i likwidację przestarzałej infrastruktury mieszkaniowej i przemysłowej.

Złóża antropogeniczne wtórne – zalicza się do nich kopaliny towarzyszące, niewykorzystywane ze względów ekonomicznych, ale składowane do późniejszego wykorzystania, masy ziemne i skalne (materiał powstający w szczególnie dużych ilościach w kopalniach odkrywkowych), skały płonne, uznawane za odpad ze względu na fakt, że są niezagospodarowane. Obecnie coraz większą uwagę zwraca się na

możliwości odzyskiwania i zabezpieczania przed utratą kopalin towarzyszących oraz na ograniczanie przeznaczania nowych terenów pod eksploatację górniczą i lepsze wykorzystanie istniejących [Dulewski i Uzarowicz 2006]. Do kopalin towarzyszących wydobywaniu surowców w kopalniach odkrywkowych mogą należeć: torfy (w obniżeniach terenu), piaski i żwiry, ropy oraz kreda jeziorna i wapienie [Ratajczak i in. 2007]. Odpadowe kruszywa mineralne ze skał magmowych i metamorficznych, np. tufy porfirowe czy łupki, mogą mieć zastosowanie jako komponenty podłoży do zakładania zielonych dachów, ze względu na niską gęstość objętościową, stosunkowo dobrą pojemność wodną (tab. 1) i zasobność w składniki pokarmowe dla roślin.

Pył krzemionkowy (mikrokrzemionka) – jest odpadem przemysłu hutniczego, powstającym przy produkcji żelazokrzemu i innych stopów krzemowych jako efekt redukcji kwarcu o wysokiej czystości przez węgiel w piecach łukowo-oporowych. Pył o barwie od jasno- do ciemnoszarej ma mikrosferyczne ziarna bezpostaciowej krzemionki o średnim wymiarze cząstek ok. 0,1 μm . Zawarty w pyłe krzemionkowym krzem stanowi 92,8% SiO_2 , w tym krzem pierwiastkowy wolny 0,11% Si. Przeciętna zawartość krzemu rozpuszczalnego jest jednak niewielka i wynosi od 7 do 80 $\text{mg SiO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$.

Ponadto pyły z produkcji żelazokrzemu zawierają głównie tlenki glinu, żelaza i magnezu oraz różnego rodzaju pierwiastki śladowe, wykazują też niewielki udział niespalonego węgla [Strzałkowska 2016]. Pył jest atrakcyjnym dodatkiem do betonów, przy zastosowaniu skutecznych superplastifikatorów. Inne postacie mikrokrzemionki, które nie znalazły zastosowania w budownictwie, to granulaty krzemionkowy, szlam krzemionkowy i pył krzemionkowy zbrylony [Wolska-Kotańska 1995]. Pyły krzemionkowe, produkowane w Polsce przez hutę Łaziska, która rozpoczęła odpylanie procesu produkcji żelazokrzemu w 1971 r., do początku lat 90. były odprowadzane na składowisko, gdyż nie wykazywano zainteresowania wykorzystaniem tego materiału [Wolska-Kotańska 2000].

Zgodnie z aktualnymi regulacjami prawnymi CLP (12 72/2008/EC) pył krzemionkowy może być używany także jako czynnik zapobiegający spiekaniu w nawozach mieszanych oraz nawóz krzemionkowy w rolnictwie. Wcześniejsze badania autorów prowadzone z wykorzystaniem odpadu krzemionkowego wykazały brak zagrożenia środowiskowego przez odpad z gazów odlotowych, który jest mało mobilny w środowisku, nie rozkłada się i nie ulega akumulacji biologicznej [Krawczyk i in. 2016].

Krzem nie jest niezbędnym składnikiem pokarmowym dla roślin. Ostatnio jednak, ze względu na coraz szerzej opisywane korzystne efekty stymulowania przez Si w odpowiedzi obronnej roślin na stres biologiczny i abiotyczny, używa się określenia „rolniczo niezbędny” lub „korzystny” [Epstein 2001, Frantz i in. 2010, Toresano-Sánchez i in. 2010].

Badany pył krzemionkowy, pochodzący z huty Łaziska, miał alkaliczny odczyn, małe stężenie soli, dużą zawartość dostępnego dla roślin fosforu, siarki i magnezu

oraz średnią zawartość potasu, wapnia i sodu. Ponadto wykazano małą zawartość dostępnego dla roślin boru, w przeciwieństwie do dużej zawartości miedzi, manganu i cynku (tab. 2a). Zawartość dostępnych dla roślin form arsenu, niklu, ołowiu i kadmu przedstawiono w tabeli 2b.

Tabela 2a. Odczyn (pH), stężenie soli (EC) oraz zawartości dostępnych dla roślin składników pokarmowych i sodu w pyłe krzemionkowym

pH w H ₂ O	EC $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$	P ^r	K	Ca	Mg	S	Na
		[mg · dm ⁻³]					
7,56	194	114	107	1240	248	46	24
		B	Cu	Fe	Mn	Mo	Zn
		[mg · kg ⁻¹ s.m.]					
		1,9	47	1406	1246	0,50	118

* P, K, Mg, Ca, S i Na oznaczono w 0,03 mol · dm⁻³ CH₃COOH, a B, Cu, Fe, Mn, Mo, i Zn w 1 mol · dm⁻³ HCl

Źródło: Ostrowska i in. [1991]

Tabela 2b. Zawartość rozpuszczalnych form (w 1 mol · dm⁻³ HCl) pierwiastków śladowych w pyłe krzemionkowym

As	Cd	Ni	Pb	Sb	Sr
[mg · kg ⁻¹ s.m.]					
11	20	3,2	104	1,1	29

Badania wykazały, że ilościowy dodatek pyłu krzemionkowego do podłoża jest warunkowany zawartością metali ciężkich w tym materiale, a przede wszystkim kadmu. Dopuszczalna, według Rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi (Dz. U. z 2002 r. Nr 165, poz. 1359) całkowita zawartość kadmu w glebach użytkowanych rolniczo wynosi 4 mg Cd · kg⁻¹ gleby.

4.2. Odpady komunalne

Komunalne osady ściekowe – cechują się dużą zawartością substancji organicznej oraz składników pokarmowych dla roślin [Rosik-Dulewska 1999]. Osady z mniejszych oczyszczalni są zazwyczaj pozbawione metali ciężkich. Powstają w obrębie terenów użytkowanych rolniczo, a zatem stanowią potencjalnie wartościowy i dostępny sub-

strat dla rolnictwa [Siuta i Miluniec 1999]. Są składnikiem podłoży osadowych lub gruntowo-osadowych (z dodatkiem gleby mineralnej), stosowanych szczególnie do uprawy wieloletnich traw, rzepaku, rzepiku i gorczycy, jak również roślin energetycznych, takich jak: wierzby, topole, miskanty, malwa pensylwańska czy trzcina pospolita [Siuta i Wasiak 2001]. Stosowane w niewielkich ilościach mogą być także źródłem materii organicznej oraz składników pokarmowych w substracie uprawowym, stosowanym do zakładania ekstensywnego dachu zielonego. Emilsson [2008] oraz Molineux i in. [2009] wykazali możliwość wykorzystania alternatywnych surowców lokalnego pochodzenia do produkcji lekkiego granulatu, na bazie osadów ściekowych oraz kruszywa ceglanego, iłu, popiołu z przetworzonych gazet i wapienia, do produkcji podłoży uprawowych, stosowanych do zazieleniania dachów. Według norm FLL zawartość substancji organicznej w substratach uprawowych, stosowanych do zakładania zielonego dachu, nie powinna przekraczać 20% [Burszta-Adamiak 2015]. Nagase i Dunnett [2011] donoszą, że zawartość materii organicznej większa niż 10% objętości podłoża może być powodem nadmiernie wybujałego wzrostu roślin (duża biomasa), czego rezultatem jest zwiększone ryzyko uszkodzenia roślin w okresie niedoboru wody. Te same zależności dotyczą dużej zawartości dostępnych dla roślin składników pokarmowych [Rowe i in. 2006].

Komposty miejskie z odpadów zielonych – powstają po przekompostowaniu odpadów organicznych z pielęgnacji zieleni w miastach (pokosy trawy, gałęzie i in.). Odpady roślinne, pochodzące z aglomeracji miejskich, stanowią duże zasoby materii organicznej oraz składników pokarmowych, które należy racjonalnie wykorzystywać. Przyrodnicza utylizacja tych odpadów może być realizowana na potrzeby rolnictwa, a także w organizacji i utrzymaniu terenów zielonych w aglomeracjach miejskich i obiektach rekreacyjnych. Komposty miejskie znajdują zastosowanie jako komponent podłoży w niegruntowej produkcji sadzonek, uprawie warzyw, kwiatów [Baran i in. 2011] oraz roślin na zielonych dachach [Ampim i in. 2010, Nagase i Dunnett 2011, Carson i in. 2012]. Testowany w badaniach własnych kompost miejski z odpadów zielonych, pochodzący z Baryczy k. Krakowa, miał gęstość objętościową $0,34 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$ oraz pojemność wodną 198% w/w (tab. 3). Cechował się alkalicznym odczynem, dużym zasoleniem ($\text{EC } 3,8 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$) oraz dużą zawartością składników pokarmowych, dostępnych dla roślin, przy stosunku N : P : K jak 1 : 1,2 : 0,7 (tab. 4). Gondek i Filipek-Mazur [2005] podają, że zawartość metali ciężkich w różnych kompostach, produkowanych z miejskich odpadów zielonych, była znacznie mniejsza niż przewidują przepisy zawarte w Ustawie o nawozach i nawożeniu, co sprawia, że komposty te mogą być bezpiecznie stosowane do celów rolniczych.

Ampim i in. [2010] zalecają analizy chemiczne w celu ustalenia wielkości dawki kompostów miejskich, dostosowanej do wymagań uprawianych roślin. Komposty miejskie charakteryzują się dużym zróżnicowaniem składu mineralnego, w zależności od użytych substratów oraz stopnia ich dojrzałości [Gondek i Filipek-Mazur 2005, Bożym i in. 2014].

Tabela 3. Średnia gęstość objętościowa oraz kapilarna pojemność wodna wybranych organicznych komponentów do przygotowania substratów uprawowych do zakładania zielonego dachu ekstensywnego

Komponent	Gęstość obj. [g · cm ⁻³]	Pojemność wodna [% w/w]	Pojemność wodna [% w/v]
Włókno kokosowe	0,10	577	56
Odpad pieczarkowy	0,13	484	62
Celuloza	0,18	295	53
Kompost miejski	0,34	198	60
Gleba murszowa	0,77	60	46
Obornik	1,00	20	20

Tabela 4. Odczyn (pH), stężenie soli (EC), zawartość dostępnych dla roślin makroskładników i sodu w kompoście miejskim z Baryczy k. Krakowa wykorzystanym do przygotowania substratów uprawowych do zielonego dachu ekstensywnego

pH w H ₂ O	EC mS · cm ⁻¹	N _{min}	P	K	Ca	Mg	S	Na
		[mg · dm ⁻³]						
7,69	3,7	335	412	251	2543	439	296	352

4.3. Odpady rolnicze

Podłoże po uprawie pieczarek – stanowi cenne źródło materii organicznej i składników pokarmowych (tab. 5). Duża zawartość rozpuszczalnych soli w odpadzie oraz znaczne zróżnicowanie składu chemicznego, zależne od technologii jego produkcji oraz wielkości plonu pieczarki, decyduje o konieczności ustalenia poziomu zasolenia i zawartości składników pokarmowych, przed jego rolniczym wykorzystaniem [Kalembasa i Majchrowska-Safaryan 2009, Rutkowska i in. 2009, Wiśniowska-Kielian 2012].

Tabela 5. Odczyn (pH), stężenie soli (EC) oraz zawartości substancji organicznej (SO) i dostępnych dla roślin makroskładników w odpadzie po uprawie pieczarek

pH w H ₂ O	EC mS · cm ⁻¹	SO %	P	K	Ca	Mg	S
			[mg · dm ⁻³]				
6,80	4,0	45,5	315	1649	4230	363	2267

Odpad ten znajduje zastosowanie jako komponent w produkcji podłoży ogrodniczych [Kopeć i Gondek 2011], a także może być dobrym źródłem próchnicy w substratach stosowanych do zakładania zielonego dachu ekstensywnego. Kalembsa i Wiśniewska [2001] podają, że odpad popieczarkowy ma stosunek C : N w granicach około 14 : 1, a stosunek N : P : K wynosi 1 : 0,4 : 0,8. Wąski stosunek C : N może być przyczyną szybkiej mineralizacji związków organicznych, w wyniku czego uwalniają się składniki pokarmowe łatwo dostępne dla roślin, ale z drugiej strony obniża się zawartość próchnicy, wpływającej na właściwości fizyko-chemiczne podłoża. Substraty stosowane do dachów ekstensywnych muszą zawierać substancję organiczną charakteryzującą się dużą trwałością. Obecność próchnicy w substracie wegetacyjnym zapewnia dużą pojemność sorpcyjną, wodną oraz zwiększa jego odporność na działanie wiatru [Olszewski i Young 2011].

5. Podsumowanie i wnioski

Praca przedstawia charakterystykę wybranych materiałów odpadowych, mających potencjalne zastosowanie do produkcji podłoży, wykorzystywanych do uprawy roślin na zielonym dachu ekstensywnym. Wyniki uzyskane przez różnych autorów oraz własne wskazują na przydatność występujących lokalnie odpadów przemysłowych i rolniczych, które ze względu na swoje właściwości fizyczne i chemiczne mogą być z powodzeniem użyte do produkcji podłoży uprawowych, w specyficznych warunkach zielonego dachu ekstensywnego. Stanowią one alternatywę dla obecnie powszechnie stosowanych w tym celu, drogich w transporcie, a przede wszystkim w wytwarzaniu materiałów mineralnych przetworzonych (ekspandowanych – poddawanych działaniu wysokiej temperatury), takich jak perlit, wermikulit, zeolit, keramzyt czy pumeks. Ponadto, recykling materiałów odpadowych zapobiega ich zaleganiu na składowiskach, co wydaje się ważnym działaniem proekologicznym. Użycie jednak materiałów odpadowych powinno być poprzedzone wykonaniem analiz, określających ich właściwości fizyczne oraz chemiczne, w tym zawartość metali, gdyż zastosowane komponenty powinny spełniać odpowiednie kryteria, zapewniające bezpieczeństwo zarówno konstrukcji budowli (masa podłoża i jego przepuszczalność), jak i uwzględniać potrzeby uprawianych roślin (dostępność wody i składników pokarmowych).

Literatura

- Ampim P.A.Y., Sloan J.J., Cabrera R.I., Harp D.A., Jaber F.H. 2010. Green roof growing substrates: Types, ingredients, composition and properties. *J. Environ. Hort.*, 28 (4), 244–252.
- Baran S., Łabętowicz J., Krzywy E. 2011. Przyrodnicze wykorzystanie odpadów. Podstawy teoretyczne i praktyczne. PWRiL, Warszawa, 11–33.

- Baran S., Turski R. 1999. Wybrane zagadnienia z utylizacji i unieszkodliwiania odpadów. AR, Lublin.
- Baran S., Wójcikowska K., Żukowska G. 2008. Zawartość różnych form kadmu w glebie lekkiej użyźnionej osadem ściekowym. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 533, 59–64.
- Bates A.J., Sadler J.P., Greswell R.B., Mackay R. 2015. Effects of recycled aggregate growth substrate on green roof vegetation development: A six year experiment. Land. Urban Plan., 135, 22–31.
- Beattie D.J., Berghage R. 2004. Green roof media characteristics: The basic. Proc. of 2nd North American Green Roof Conference: Greening Rooftops for Sustainable Communities, Portland, OR, 2–4 June 2004. The Cardinal Group, Toronto, 411–416.
- Bożym M., Drózd N., Siemiątkowski G. 2014. Zawartość makroelementów i ich form przyswajalnych w kompostach produkowanych z odpadów zielonych. Prace Instytutu Ceramiki i Materiałów Budowlanych, 18, 150–161.
- Burszta-Adamiak E. (red.) 2015. Dachy zielone. Wytyczne do projektowania, wykonywania i pielęgnacji dachów zielonych – wytyczne dla dachów zielonych. DAFA, Opole.
- Carson T., Hakimdar R., Sjoblom K., Culligan P. 2012. Viability of recycled and waste materials as green roof substrates. GeoCongress, 3644–3653.
- Dulewski J., Uzarowicz R. 2006. Problematyka rewitalizacji terenów pogórnich. Bezpieczeństwo Pracy i Ochrona w Górnictwie, 9 (145).
- Emilsson T. 2008. Vegetation development on extensive vegetated green roofs: Influence of substrate composition, establishment method and species mix. Ecol. Eng., 33, 265–277.
- Epstein E. 2001. Silicon in plants: Facts vs. concepts. [W:] Silicon in Agriculture. Red. L.E. Datnoff, G.H. Snyder, G.H. Korndorfer. Elsevier, Amsterdam, Holland, 1–15.
- Frantz J.M., Locke J.C., Sturtz D., Leisner S. 2010. Silicon in ornamental crops: Detection, delivery, and function. Anais do V Simpósio Brasileiro Sobre Silício na Agricultura, Capítulo 6, 111–134.
- Gondek K., Filipek-Mazur B. 2005. Agrochemiczna ocena wartości nawozowej kompostów różnego pochodzenia. Acta Agrophysica 5 (2), 271–282.
- Kalembasa D., Majchrowska-Safaryan A. 2009. Zasobność zużytego podłoża z pieczarkarni. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 535, 195–200.
- Kalembasa S., Wiśniewska B. 2001. Skład chemiczny podłoży po produkcji pieczarek. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 475, 295–300.
- Kopeć M., Gondek K. 2011. Nawozowe zagospodarowanie odpadów. Wyd. UR, Kraków, 54.
- Korc M. 2002. Nawozy wapniowe, wapniowo-magnezowe i magnezowe. [W:] Chemia rolna. Podstawy teoretyczne i praktyczne. Red. S. Mercik. Wyd. SGGW, Warszawa, 120–129.
- Kostiris G., Nektarios P.A., Paraskevopoulou A.T. 2012. *Lavandula angustifolia* growth and physiology is affected by substrate type and depth when grown under Mediterranean semi-intensive green roof conditions. HortSci., 47 (2), 311–317.
- Krawczyk A., Domagała-Świątkiewicz I., Lis-Krzyżcin A. 2016. Waste silica as a valuable component of extensive green roof substrates. 5th International Scientific Horticulture Conference. Nitra, September, 21–23.
- Krzywy E., Wołoszyk Cz., Iżewska A., Krzywy-Gawrońska E. 2008. Ocena składu chemicznego i wartości nawozowej komunalnych osadów ściekowych i kompostów z ich udziałem. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 533, 239–248.

- Molineux C., Fentiman C., Gange A. 2009. Characterizing alternative recycled waste materials for use as green roof growing media in the UK. *Ecol. Eng.*, 35, 1507–1513.
- Nagase A., Dunnett N. 2011. The relationship between percentage of organic matter in substrate and plant growth in extensive green roofs. *Land. Urban Plan.*, 103, 230–236.
- Nektarios P.A., Nydrioti E., Kapsali T., Ntoulas N. 2016. *Crithmum maritimum* growth in extensive green roof systems with different substrate type, depth and irrigation regime. *Acta Hort.*, 1108, 303–308.
- Oberndorfer E., Lundholm J., Bass B., Coffman R., Doshi H., Dunnett N., Gaffin S., Kohler M., Liu K.K.Y., Rowe B. 2007. Green roofs as urban ecosystems: Ecological structures, functions and services. *BioScience*, 57, 823, 825–826.
- Olszewski M.W., Young C.A. 2011. Physical and chemical properties of green roof media and their effect on plant establishment. *J. Environ. Hort.*, 29 (2), 81–86.
- Ondoño S., Martínez-Sánchez J.J., Moreno J.L. 2015. The inorganic component of green roof substrates impacts the growth of Mediterranean plant species as well as the C and N sequestration potential. *Ecol. Indicators*.
- Ratajczak T., Hycnar E., Jończyk W., Skórczak A. 2007. Kompleksowe wykorzystanie kopalin towarzyszących a problemy rewitalizacji terenów pogórnich na przykładzie złoża węgla brunatnego „Bełchatów”. *Górnictwo i Geoinżynieria*, 31 (2), 519–532.
- Rosik-Dulewska Cz. 1999. Podstawy gospodarki odpadami. PTIE, Lublin.
- Rowe D.B., Monterusso M.A., Rugh C.L. 2006. Assessment of heat-expanded slate and fertility requirements in green roof substrates. *HortTechnology*, 16, 471–477.
- Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 18 czerwca 2008 r. w sprawie wykonania niektórych przepisów ustawy o nawozach i nawożeniu (Dz. U. Nr 119, poz. 765).
- Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 21 grudnia 2008 r. w sprawie wykonania niektórych przepisów ustawy o nawozach i nawożeniu (Dz. U. Nr 224, poz. 1804).
- Rutkowska B., Szulc W., Stępień W., Jobda J. 2009. Możliwości rolniczego wykorzystywania zużytych podłoży po produkcji pieczarek. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, 535, 349–356.
- Saint-Fort R. 1991. Ground water contamination by anthropogenic organic compounds from waste disposal sites: Transformations and behavior. *J. Environ. Sci. Health*, 26, 2666–2680.
- Schweitzer O., Erell E. 2014. Evaluation of the energy performance and irrigation requirements of extensive green roofs in a water-scarce Mediterranean climate. *Energy Build.*, 68, 25–32.
- Siuta J., Miluniec R. (red.) 1999. Przyrodnicze użytkowanie osadów ściekowych. Wyd. Ekoinżynieria, Lublin, 160.
- Siuta J., Wasiak G. 2001. Zasady wykorzystania osadów ściekowych na cele nieprzemysłowe (przyrodnicze). *Inżynieria Ekol.*, 3. Przyrodnicze użytkowanie osadów ściekowych. Ochrona i rekultywacja gruntów, 13–42.
- Solano L., Ristvey A.G., Lea-Cox J.D., Cohan S.M. 2012. Sequestering zinc from recycled crumb rubber in extensive green roof media. *Ecol. Eng.*, 47, 284–290.
- Strzałkowska E. 2016. Skład materii organicznej i nieorganicznej krzemionkowych popiołów lotnych, jako element ich przydatności w technologiach materiałów budowlanych. *Gospodarka Surowcami Mineralnymi*, 32 (1), 71–88.

- Tognetti C., Mazzarino M.J., Laos F. 2006 Improving the quality of municipal organic waste compost. Elsevier Applied Science, Essex, 1067–1076.
- Toresano-Sánchez F., Díaz-Pérez M., Diáñez-Martínez F., Camacho-Ferre F. 2010. Effect of the application of monosilicic acid on the production and quality of triploid watermelon. *J. Plant Nutr.*, 33 (10), 1411–1421.
- Vijayaraghavan K. 2016. Green roofs: A critical review on the role of components, benefits, limitations and trends. *Renew. Sustain. Energy Rev.*, 57, 740–752.
- Wiśniowska-Kielian B. 2012. Ocena przydatności podłoża po uprawie pieczarki do nawożenia roślin. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*, 54, 1–5.
- Wolska-Kotańska C. 1995. Kierunki wykorzystania pyłów krzemionkowych w budownictwie światowym. *Przegląd Bud.*, 2.
- Wolska-Kotańska C. 2000. Dodatki do betonu według normy europejskiej EN 206 „BETON”. *Prace Instytutu Techniki Budowlanej*, 4 (116).
- Young T., Cameron D.D., Sorrill J., Edwards T. 2014. Importance of different components of green roof substrate on plant growth and physiological performance. *Urban Forestry & Urban Greening*, 13, 507–516.

Waste materials used in the production of growing substrates for extensive green roofs

Summary. Since green roofs are a relatively new concept in Poland, there is a need to examine substrates' composition and characteristics, including the ingredients commonly used therein as well as the suitable alternative recycled/waste materials. The aim of the study was to assess the suitability of waste materials from local sources as roof growing media amendments. Materials used in green roof substrates were obtained from local and recycled sources, which could reduce the amount of waste disposal, while limiting the cost. Consequently, the green roofs, which are based on these materials, are relatively cheap. In Poland, there is a necessity to modify waste management system, to eliminate or modernize the landfills which are unadjusted to the requirements of European Union, but most importantly, to increase reuse of waste material. Therefore, due to the EU policy in the field of sustainable raw materials, and following the increased environmental, urban and social restrictions of raw materials exploitation, anthropogenic deposits have become an important raw material in the production of horticultural substrates.

Key words: recycled materials • municipal compost • bulk density • water capacity • organic matter

Original Research

Waste Silica as a Valuable Component of Extensive Green-Roof Substrates

**Anna Krawczyk*, Iwona Domagała-Świątkiewicz,
Agnieszka Lis-Krzyścin, Małgorzata Daraż**

Unit of Plant Nutrition, Institute of Plant Biology and Biotechnology, Faculty of Biotechnology and Horticulture,
University of Agriculture, 29 Listopada 54, 31-425 Krakow, Poland

Received: 3 March 2016

Accepted: 22 August 2016

Abstract

Green roofs are becoming increasingly common practice of the urban sustainable environment. The growing substrate is the most important part of green-roof technology. The cost of engineering substrates can be reduced by using locally available components. Since green roofs are a relatively new concept in Poland, there is a need to examine substrate compositions and characteristics, including commonly used ingredients as well as alternative recycled/waste materials. The aim of our study was to assess the ability of locally sourced waste materials as roof-growing media amendments. In the greenhouse experiment we tested two grass and herb species mixtures and four waste substrate formulas. The locally disposed waste materials used as components of growing media included silica wastes (byproducts of metallic ferrosilicon alloys), cellulose, foundry sand, and organic waste material removed from the organic horizons of mucky peat. The engineered Si-waste substrates were compared with the commercially available media. The physico-chemical properties of components and substrates, their stability over time, and the influence on plant growth and mineral nutrient status were examined. Particle size distribution, bulk density, mass, water capacity, soil reaction, and total dissolved salt content of Si-waste-growing media were compatible with FLL standards. We found low amounts of available P and K, and high concentrations of Ca, Mg, S, and trace elements (with the exception of B) in Si-waste substrates in comparison with the control media. Silica waste materials have the potential to maintain pH with high buffering capacity. Engineered Si-waste substrates had a positive impact on plant growth and biomass. In general, these results indicate that contaminant elements contained in alkaline Si-waste substrates were not easily available to the root system, and consequently they did not restrict plant growth. We consider Si-wastes to be a valuable and environmentally responsible green roof media amendment.

Keywords: bulk density, water capacity, organic matter, trace elements, plant nutrient status

*e-mail: anna_krawczyk@onet.pl

Introduction

Roof gardens represent a unique system that can contribute to urban sustainability and well-being in cities. They are especially effective in dense agglomerations with dramatically limited green space availability. Generally, an urban ecosystem is characterized by challenging environmental conditions for growth and development of plants with excessive moisture as well as periods of drought, raised temperature, high light and windspeed intensity, and the risk of desiccation and physical damage to plants and substrate [1].

The two main types of roof garden include an extensive and intensive green system. An extensive roof is characterized by a lower depth of substrate (2-20 cm), which supports succulent plants and herbs with shallow root systems and high resistance to drought. An extensive green roof system is low maintenance and more suitable for a range of buildings types [2]. It is usually designed to have an ecological rather than esthetic function. The growing substrate is one of the most important parts of an extensive green roof system. Choosing the right substrate formulas is crucial because it guarantees the survival of plants and the stability of their population. Today it is possible to use as the roof substrate both natural soil and engineering substrates [3]. The suitability of rooftop substrates is mostly mineral-based, with a small amount of organic components [4]. A number of studies have been carried out to develop appropriate recipes for substrate composition [2, 5-7]. A typical roof substrate consists of 70-95% of mineral fractions with organic materials and slow-release fertilizer [8]. An adequate amount of light and porous mineral particles such as pumice, lava, expanded clay, shale and slate, volcanic ash, perlite, and coarse sand can provide low substrate density and permeability [9]. A small amount (2-10%) of organic materials in the form of compost or peat usually is added to improve substrate nutrient and water capacity [1, 8]. Green roof media need to provide not only a stable structure promoting plant anchorage but also nutrition to support a healthy plant community. Most lightweight substrates with coarse texture and low organic matter content require water and nutrient supplementation for maintaining major plant growth functions [10].

Characteristics of materials for roof substrates have been included in the German Landscape Research, Development, and Construction Society [11]. Within the living roof industry, FLL tests are currently more widely used than standard agronomic testing, particularly as a marketing tool [3].

Currently, there is growing interest in the use of waste/recycled materials to reduce the negative impacts of waste on the environment and human health. The waste-based substrates are relatively cheap in comparison to the industry standard media that are generally composed from modified or imported minerals. Recycled material that are often used for commercial green roof substrates include crushed bricks or tiles, crushed concrete, and subsoil [4]. Using these waste materials may reduce transport costs

and turn locally landfilled low-value materials into a useful substrate component [9].

Relatively little has been published on the possibility of using waste materials for green roof substrate composition. Carson et al. [2] examined many recycled substrates created from waste drywall, concrete, roof shingles, glass, and lumber cuttings by processing these materials into aggregate form. Promising results showed that waste materials – especially aggregate from concrete – may cause significantly more structural loading than other commercial substrates. Molineux et al. [5] indicated the great potential of locally sourced alternative materials such as crushed red brick pellets (made from clay and sewage sludge), paper ash (from recycled newspapers), and carbonated limestone for engineered green roof substrates. Solano et al. [12] examined media with recycled tire rubber crumb as a lightweight material for amending green roof substrate. Nevertheless, each individual component will affect chemical and physical characteristics of growing media. Waste materials can contain many elements that are both beneficial and potentially toxic for plants.

Before any source can be considered valuable for growing media uses, it should meet a number of criteria, such as suitable physical and chemical properties and especially be free of, or have tolerably low levels of contaminants [13-14].

Nutrients cycling and their availability to biota are key factors in regulating the structure and function of every ecosystem [8]. Due to the challenging environmental conditions on the green rooftop, providing support of beneficial elements can improve plant resistance to both abiotic and biotic stress. Beneficial elements can compensate for toxic effects of other elements or may substitute mineral nutrients in some other less specific function [15]. Although silicon has not been considered an essential nutrient for plants, due to the more widely reported beneficial effects of crops, terms such as “agriculturally essential” or “almost essential” have been used recently [16]. The importance of silicon to plants increases under stress conditions, as it takes part in building the mechanisms of resistance to biotic and abiotic factors [15]. Research demonstrates that low-cost silica wastes can be a valuable source of silicon for plants on Si-deficient growing media [13, 17]. Silica wastes such as silica fume or silica slag have very high content of amorphous silicon dioxide and are more easily solubilized than crystalline silica [18]. However, Si waste materials as an industrial by-product carry the risk of polluting growing media or otherwise affecting plant growth and development. We hypothesize that Si-rich wastes may have such agronomic value as a silicon plant promoter that enhance growth and resistance to stress in very specific rooftop environmental conditions.

Considering the possibility of using Si waste materials from landfills, the aim of our study was to assess the ability of locally sourced wastes as an addition to the green roof substrate. We quantified and compared benefits of green roof substrate engineered from waste/recycled materials with commercially available media. The physico-chemical

properties of components and substrates, their stability over time, and influence on plant growth and mineral nutrient status were examined.

Materials and Methods

Material and Experimental Design

The study was carried out under controlled conditions at the cold greenhouse in the Experimental Station of the University of Agriculture in Krakow (50° 5' 3.79"N, 19° 57' 2.16"E). The experiment was established on a stimulated, triple-layered, extensive vegetated roof with

an approximate substrate layer of 6 cm. Perforated trays with 1.0 m long and 0.5 m wide were filled with different waste substrates (types I-IV) and commercial substrate made by Optigreen E-type (control). Characteristics of waste materials are presented in Table 1. Used landfilled silica wastes were a by-product of metallic ferrosilicon alloys. The waste material named Si-waste I was represented by blast furnace slag from cleaning blast furnace, Si-waste II material was blast furnace slag with other residues such as filter powders (silica fume) deposited over a few years in a landfill site, and Si-waste III material – the same by-products from the production of ferrosilicon after many years of being deposited in a landfill. The stones and gravel were mechanically

Table 1. Some physical and chemical properties of waste materials used as a component of green roof substrates.

Component/ parameter	Si waste I	Si waste II	Si waste III	Muck soil I	Muck soil II	Sand	Silica fume	Celullose
pH	8.22	7.86	9.48	4.72	4.72	6.91	7.56	7.49
EC (mS cm ⁻¹)	0.15	0.16	0.23	0.27	0.27	0.56	0.19	0.66
Bulk density (g cm ⁻³)	1.81	1.50	1.75	0.24	0.27	1.48	0.07	0.38
Water capacity (%)	19.1	32.6	28.3	71.5	25.8	35.2	3.30	53.4
Organic matter (%)	0.0	0.5	1.5	63.8	83.0	0.70	0.00	72.1
Fractions (%)								
> 5mm	87.5	66.5	55.5			0.5 - 2.0 PN-EN 12620		
5-3	7.5	7.8	10.5					
3-2	6.8	3.0	4.0					
2-1	7.5	0.8	4.0					
1-0.3	0.6	8.3	21.5					
<0.06	0.5	3.3	4.5					
Element								
P (mg dm ⁻³)	1.25	4.4	5.0	0.27	2.78	0.63	114	2.64
K (mg dm ⁻³)	224	123	51.7	13.2	32.3	20.5	107	21.6
Ca (mg dm ⁻³)	5,278	4,616	2,403	953	1,169	322	1,240	1,922
Mg (mg dm ⁻³)	269	218	90.8	97.2	207	16.7	248	56.0
S (mg dm ⁻³)	52.2	42.1	35.9	209	124	23.1	46	215
B (mg kg ⁻¹)	11.5	4.40	1.94	6.06	6.01	0.23	1.9	5.4
Cu (mg kg ⁻¹)	119.7	89.0	45.5	5.80	5.45	7.8	47	14
Fe (mg kg ⁻¹)	3,982	2,691	1,520	2,520	2,234	1,012	1,406	890
Mn (mg kg ⁻¹)	8,257	2,603	2,706	178	167	169	1,246	52
Zn (mg kg ⁻¹)	1,082	516.7	73.3	30.7	29.5	8.0	118	85
As (mg kg ⁻¹)	10.5	3.55	2.68	4.26	4.12	1.01	10.8	3.21
Cd (mg kg ⁻¹)	4.61	2.08	0.00	1.28	1.11	<i>trace</i>	19.8	0.30
Cr (mg kg ⁻¹)	23.7	11.4	6.68	0.42	0.38	2.49	8.7	0.41
Ni (mg kg ⁻¹)	12.7	13.0	5.78	15.1	14.8	1.41	3.2	0.71
Pb (mg kg ⁻¹)	254	128	28.5	24.0	22.7	4.39	104	9.53

crushed to reduce the size of large fragments and to produce particles <20 mm. Then the fragments are screened and blended with other components. Organic matter content was added into the substrates in the form of muck soil I and II, and organic waste material was removed from the organic horizons of mucky peat. Waste substrates were also supplemented with foundry sand, waste cellulose, and silica fumes. Silica fumes were generated by electric arc furnaces as a byproduct of ferrosilicon alloys.

The substrate composition of the particular ingredients is shown in Table 2.

The proportion of substrate components was quantified by volume based on requirements and guidelines of German FLL standards. The greenhouse study consisted of two species combinations ('grass mix' and 'herbs mix') and five substrate formulas, including control growing media. Plant selections are typically alpine-type since they are usually drought- and heat tolerant (Table 3). Plant mixture seeds were sown on 1 May 2013 at rate of 0.33 g m⁻² of 'grass mix' and 1.16 g m⁻² of 'herbs mix' according to the producer recommendations.

Plants were grown until the end of September 2013. The temperature in the greenhouse was maintained at 18°C on cloudy days, 28°C on sunny days, and 12°C at night. They were watered manually once a week or more often at an advanced stage of growth with the same water amount. Plants were fertilized two times during the growing season with a solution of Yara Mila Complex multicomponent fertilizer (12N:11P:18K:2.7Mg:8S).

Component/Substrate Analyses

Substrate analyses were determined before and after the vegetation period. Particle size analysis was performed using 5, 3, 2, 1, 0.3, and 0.06 mm [11] sieves, and bulk density and water capacity using Kopecky's cylinders method [19] and by the Bagg-Olsen method [20]. Water permeability was estimated using Świącicki's method [19]. The content of available macroelements was detected by extraction using 0.03 mol dm⁻³ CH₃COOH solution. The

Table 2. Waste/recycled material components content (%) in prepared roof substrates.

Component	Content (%)			
	I	II	III	IV
Sand	20	30	10	30
Si waste I	30	30	20	10
Si waste II	10	20	5	-
Si waste III	-	-	30	25
Muck soil I	30	-	25	-
Muck soil II	-	15	-	25
Cellulose	5	5	5	5
Silica fume	5	-	5	5

contents of micro- and trace elements were determined used Rinkis method with extraction of 1 mol dm⁻³ HCl [20]. This technique with relatively "aggressive extractant" removed more than the soluble, exchangeable, and weakly adsorbed fractions. This soil test is currently used to estimate availability and critical levels for available micronutrients in Poland. The components after extraction were analyzed with an inductively coupled plasma optical emission spectrometer (ICP-OES; Prodigy Teledyne Leeman Labs). Soil reaction (pH) and total concentration of salt (EC) were determined in a 1:2 soil:water solution [20], and we estimated the organic matter content by loss on ignition method (in 550°C). The same procedure was used for determining physical and chemical properties of media components.

Plant Analyses

After 150 days, the above-ground parts of the plants were harvested and weighed. Dry matter content was determined at 105°C. The plants were dried at 65°C (24 h) and then ground. The plant content of P, K, Ca, Mg, S, Na, B, Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Ni, Pb, and Cr was determined after mineralization in 65% extra pure HNO₃ in a CEM MARS-5 Xpress microwave system, using a high-dispersion ICP-OES spectrometer. The leaf N content was assayed by the Kjeldahl method using a VELP Scientifica UDK 193 distillation unit [20].

Statistical Analyses

The experiment was arranged as a randomized complete block design in four replications. Statistical analyses were performed using STATISTICA 10.PL (StatSoft Inc., USA). A one-way analysis of variance was used to determine the main effects of the study. To determine the significance between means we used the

Table 3. The composition of plant species seeds in the Optigreen mix.

'Herbs mix' - E-Herbs	'Grass mix' - E-Grass
<i>Achillea millefolium</i> , <i>Allium schoenoprasum</i> , <i>Anthemis tinctoria</i> , <i>Aster amellus</i> , <i>Campanula rotundifolia</i> , <i>Centaurea scabiosa</i> , <i>Dianthus carthusianorum</i> , <i>D. deltoides</i> , <i>Erodium cicutarium</i> , <i>Fragaria vesca</i> , <i>Galium verum</i> , <i>Geranium robertianum</i> , <i>Hieracium aurantiacum</i> , <i>H. pilosella</i> , <i>Leucanthemum vulgare</i> , <i>Linaria vulgaris</i> , <i>Linum perenne</i> , <i>Origanum vulgare</i> , <i>Petrorhagia saxifrage</i> , <i>Potentilla argentea</i> , <i>Prunella grandiflora</i> , <i>P. Vulgaris</i> , <i>Ranunculus bulbosus</i> , <i>Sanguisorba minor</i> , <i>Saponaria ocymoides</i> , <i>S. officinalis</i> , <i>Silene nutans</i> , <i>Silene otites</i> , <i>Thymus pulegioides</i> , <i>T. serpyllum</i>	<i>Anthoxanthum odoratum</i> , <i>Briza media</i> , <i>Bromus tectorum</i> , <i>Festuca cinerea</i> , <i>F. ovina</i> wild, <i>F. pallens</i> , <i>F. rupicola</i> , <i>Melica ciliate</i> , <i>Phleum phleoides</i>

HSD Tukey test. Tests were considered significant at a level below 0.05 ($p < 0.05$).

Results and Discussion

Media Components Analysis

Original Si-waste materials not containing (Si waste I) or containing a low amount (Si waste II and III) of organic matter were P- and N deficient. The pH of Si-waste components were alkaline (pH 7.86-9.48), and they contained high amounts of Ca and Mg, and elevated levels of Cu, Mn, Zn, and Pb – especially the Si waste I material from blast furnace cleaning, and Si waste II (Table 1). Muck soils I and II were characterized by high content of S. Sand and cellulose contained low levels of macro-, micronutrients, and trace elements.

Substrate Physical Analysis

Bulk density of waste substrates ranged from 0.88 to 1.17 g dm⁻³, and their mass at a depth of 6 cm varied from 52.7 to 70.3 kg m⁻². The control media had bulk density 1.04 g dm⁻³ and mass 62.2 kg m⁻² (Table 4). During six months of vegetation in greenhouse conditions these substrate parameters did not change significantly.

According to FLL standards [11], a suitable dry bulk density range of 0.6 to 1.2 g cm⁻³, and at the bulk density of 1.0 g cm⁻³, a 1 cm depth of growing media would weigh 10 kg m⁻².

Water capacity in waste-based media and control substrate was similar and acceptable by FLL norms and ranged from 47.7% (substrate II) to 50.7% wv (substrate III) (Table 4). According to the German standards [11], multi-layer extensive substrate type should have a maximum water capacity within $\geq 35 \leq 65\%$ wv. Green roof substrates should demonstrate maximum rainwater capacity in a vegetation layer, but at the same time should be able to guarantee runoff excess into the drainage layer [3]. The results of the presented study showed a decrease of water-holding capacity during the relatively short growing season in the greenhouse, particularly in waste substrates. The form of organic matter added to substrate may affect water-holding capacity due to different absorption properties. It should be noted that even small changes to organic composition or quantity as a result of microbial decomposition or recycling of biomass of roots may have great impact on substrate water properties, which was confirmed by the studies of Emilsson [9], Young et al. [7], and Ondoño et al. [21].

Water permeability of the waste substrates determined after the growing season reached values 0.02-0.04 cm s⁻¹, and was significantly lower than for the control treatment

Table 4. Some physical and chemical properties of prepared roof substrates before and after planting.

Substrate	Growing season	Bulk density g cm ⁻³	Mass kg m ⁻² *	Organic matter %	Water capacity % wv
Control	before	1.04 b	62.2 b	8.3 a	45.6 a
	after	0.92 a	55.2 a	10.8 b	51.0 b
I	before	0.90 a	54.0 a	7.3 a	57.1 b
	after	1.17 b	69.9 b	9.6 b	42.6 a
II	before	1.13	67.8	6.8 a	49.3 b
	after	0.88	52.7	9.4 b	46.2 a
III	before	1.02	61.2	6.3	54.0 b
	after	1.06	63.4	7.9	47.3 a
IV	before	1.01 a	60.6 a	6.8	55.4 b
	after	1.17 b	70.3 b	7.5	40.4 a
Mean period	before	1.02	61.2	6.3 a	52.3 b
	after	1.04	62.3	9.0 b	45.5 a
Mean substrate	Control	0.98	58.7	9.5 c	48.3
	I	1.03	62.0	8.4 bc	49.8
	II	1.00	60.3	6.2 a	47.7
	III	1.04	62.3	7.1 ab	50.7
	IV	1.09	65.5	7.1 ab	47.9

*The calculation assumes the thickness of the substrate layer = 6 cm.

Values followed by different letters differ significantly, $p < 0.05$.

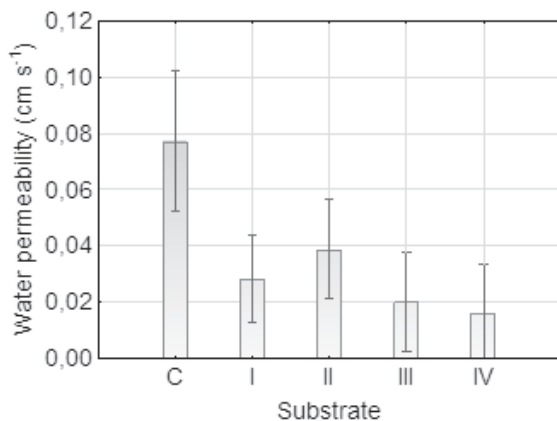


Fig. 1. Water permeability (cm s⁻¹) of substrates after planting.

(0.08 cm s⁻¹) (Fig. 1). This might be linked to the addition of fine particles (0.1-0.5 μm) of silica fumes to waste media. According to Sutton [8], water permeability of extensive type substrates should be approximately 0.001 cm s⁻¹ (assuming bulk density of 1 g cm⁻³). The FLL guidelines target a lab-measured permeability of ≥ 0.001 cm s⁻¹ to ≤ 0.1 cm s⁻¹ for extensive roofs.

In the presented study, the highest organic matter content (9.5%) was found in the commercial control media, while the content of organic matter in examined waste substrates was generally lower (Table 4). Oberndorfer et al. [1] showed that the right organic matter content in extensive green roof growing media should be about 10% by weight. High amounts of organic matter can lead to substrate volume shrinkage and increased nutrient loss in runoff as a result of microbial decomposition [4, 10]. According to German standards [11], the minimum content of organic matter in the roof substrate is 4% for single-layer systems in the extensive type, and up to 10% in intensive systems. Sutton [8] demonstrated that the preferred value is 6.5% of organic matter. Generally, plant growth is greater in media with a high content of organic matter, but lush vegetation may result in damage during drought [6]. On the other hand, increased organic matter content contributed to increased water-holding capacity and consequently increased weight on the roof [8, 22]. However, Molineux et al. [5] found that the addition of organics reduced the pH of the recycled aggregates, making growing conditions for plants more favorable. In relation to the initial values,

we observed a significant increase in the organic matter content in all substrates – including the control media at the end of the experiment (Table 4). Similar results were found by Schrader and Böning [23] and Köhler and Poll [24], who reported increased C organic and total N in older roof substrate. This phenomenon might be related to the development of a large mass of plant roots. Plants interact with their environment, actively influencing the rhizosphere by chemical secretions. Plant litter and microbiological activity mediated physical and chemical processes and contributed organic matter to the soil [23, 25]. This clearly demonstrated that soil-forming processes during roof substrate maturation lead to increased organic matter and biological activity.

German recommendations also specify requirements of the granulation composition of the roof substrate. The content of the particles with a diameter of ≤ 0.063 mm in substrate for extensive roofs should not exceed 15% by weight [8, 11]. The high content of clay and silt fractions in excessive humidity cause strong plasticity and stickiness. Restrictions of air and water movement largely limit expansion of the root system of plants [8]. In our investigations, all waste substrates have a small amount of fine particles (<0.06 mm), not exceeding the recommended level by FLL standards (Table 5).

Substrate Chemical Analysis

According to the FLL standard [11], the optimum pH of growing substrates that guarantees nutrient uptake by plants ranges 6.5-9.5 for an extensive roof system. The pH analysis for waste substrates I-IV before planting has revealed that all the growing media is slightly acid to neutral (pH 6.21-6.93). The industry standard had higher pH (7.85) in accordance with FLL guidelines. After the growing season, pH increased significantly to 7.61-7.98 in waste substrate and 8.10 for control (Table 6). Ampim et al. [4] indicated that higher pH substrates may be useful in areas with acid rainfall events. However, extreme values of pH could severely restrict plant growth [8]. According to Molineux et al. [5], the addition of organic matter could reduce pH for a variety of recycled alkaline substrates and bring each component closer to FLL requirements. On the other hand, in alkaline growing media the availability and phytotoxicity of certain trace elements such as Pb, Cd, and Ni is severely limited [26].

Table 5. Particle size distribution of prepared roof substrates after planting.

Substrate	% fractions (diameter mm's)						
	>5	5-3	3-2	2-1	1-0.03	0.3-0.006	<0.06
Control	31.4	9.3	8.6	3.3	17.3	23.3	0.6
I	43.2	5.9	7.9	4.1	20.8	17.3	1.0
II	31.5	5.5	8.1	4.5	24.6	18.8	1.0
III	28.0	5.7	9.4	5.8	24.2	21.2	0.6
IV	31.8	3.8	8.1	4.0	24.4	22.4	1.3

The total dissolved salt content in the substrate should not exceed 3.5 g dm^{-3} by extensive greening [11]. In the presented study, total salt concentration of all substrates, expressed as electrical conductivity (EC) of soil solution, was much lower than the maximum acceptable level (2 mS cm^{-1}) and ranged from 0.24 (control) to 0.35 mS cm^{-1} (waste substrate I; Table 6). Total dissolved salt content was significantly lower at the end of the growing season.

According to FLL standards [11] the nutrient content of extensive roof substrates needs to be kept as low as possible and may not exceed the recommended levels (in mg dm^{-3}) of $\text{N} \leq 80$, $\text{P} \leq 20$, $\text{K} \leq 400$, and $\text{Mg} \leq 200$. In our study, soluble forms of macronutrients were detected after extraction with 0.03 mol dm^{-3} acetic acid. This procedure is commonly used in Poland for available macronutrient determination in growing media. According to reference values for this soil test (mg dm^{-3} : 30 P, 150 K, 1000 Ca, 60 Mg, $<20 \text{ S-SO}_4$), we found low amounts of available P and K, and high concentrations of Ca, Mg, and S (Table 5). The concentrations of K, Ca, Mg, and S significantly varied and depended on substrate formulations. Generally, a high amount of Si-waste I material in the substrate formula increased K, Mg, and S concentrations in waste substrates.

Phosphorus content in all waste substrates was significantly higher at the end of vegetation than before planting (Table 6). It is possible that Si displaced P from

the exchange sites, an increase in P solubility resulting from an increase in soil pH and the application of silica fumes, which contained 114 mg P dm^{-3} of waste.

With the exception of waste substrate III, with increasing pH values of growing media during vegetation, Mg content in substrates also increased. Contrasting this, sulphur concentration in tested substrates was lower after vegetation than before.

Essential elements for plants, such as B, Cu, Mn, Zn, and Ni often acting as cofactors in biochemical reaction, can be toxic when present in excess. Other trace elements such as Cd and Pb have no known biological functions and could be toxic even at very low concentrations [26]. Heavy metals induce oxidative stress and manifest themselves by inhibiting plant growth, lowering chlorophyll content, and causing root injury, leading to reduced nutrient uptake. However, plants are much more resistant to an increased concentration than to an insufficient content of elements [27].

The results showed significantly higher content of trace elements with the exception of boron, in prepared waste substrates in comparison with the control media (Table 7). The concentrations of Fe, Mn, Zn, Cd, Ni, Pb, and Cr were higher in growing media before planting season than after vegetation. The reverse trend was shown for Cu content. These results can suggest a reduction in the solubility of metal ions due to the increase in pH values and Ca concentration in substrates. Media

Table 6. Soil reaction (pH), salt concentrations (EC mS cm^{-1}), and macronutrient concentrations (mg dm^{-3}) in the substrates before and after planting.

Substrate	Time	pH _{H2O}	EC	P	K	Ca	Mg	S
Control	before	7.85 a	0.39 b	8.6	36	2,725	40.3	72
	after	8.10 b	0.09 a	6.9	30	3,706	126	86
I	before	6.21 a	0.48 b	2.7	72	2,805	132	126
	after	7.86 b	0.21 a	16.6	82	3,297	327	106
II	before	6.93 a	0.41 b	2.7	79	4,001	173	100
	after	7.61 b	0.22 a	22.3	50	1,729	194	70
III	before	6.51 a	0.41 b	8.4	55	2,055	145	82
	after	7.96 b	0.18 a	11.9	33	1,174	140	40
IV	before	6.40 a	0.34 b	5.1	36	1,271	117	81
	after	7.98 b	0.13 a	7.4	35	1,293	143	36
Mean time	before	6.78 a	0.41 b	5.5 a	56	2,571	122 a	92 b
	after	7.90 b	0.17 a	13.3 b	46	2,113	187 b	66 a
Mean substrate	Control	7.98 c	0.24 a	7.7	33 a	3,216 b	83.2 a	79 ab
	I	7.03 a	0.35 b	10.6	78 c	3,086 b	244 c	115 b
	II	7.27 b	0.31 ab	13.9	63 bc	2,703 b	185 bc	83 ab
	III	7.23 b	0.29 ab	10.6	41 ab	1,505 a	142 ab	56 a
	IV	7.19 b	0.24 a	6.4	36 a	1,284 a	132 ab	56 a

Values followed by different letters differ significantly, $p < 0.05$.

Table 7. Trace element (mg kg⁻¹) contents in the substrates before and after planting.

Substrate	Time	B	Cu	Fe	Mn	Zn	Cd	Ni	Pb	Cr
Control	before	3.4	5.4	583	66	18	0.14	1.3	5	0.5
	after	1.9	18	307	37	16	0.14	1.4	6	1.0
I	before	0.1	34	2,707	2,797	171	1.6	6.5	91	6.0
	after	1.4	40	1,521	3,244	123	1.4	10.2	86	6.7
II	before	0.7	43	1,453	1,953	141	1.8	9.9	100	7.5
	after	0.8	11	889	312	43	0.48	3.3	22	2.6
III	before	1.9	69	1,893	4,853	199	2.4	17.1	89	9.8
	after	1.0	111	1,334	1,471	78	1.0	6.2	43	5.2
IV	before	0.3	24	1,210	1,354	41	0.55	7.5	19	3.6
	after	0.8	115	1,127	1,408	51	0.7	6.9	33	5.6
Mean time	before	1.1	37 a	1,640 b	2,357 b	121 b	1.4 b	9.0 b	65 b	5.8 b
	after	1.2	59 b	1,036 a	1,294 a	62 a	0.74 a	5.6 a	38 a	4.2 a
Mean substrate	Control	2.4 c	14 a	399 a	46.6 a	16 a	0.14 a	1.3 a	6 a	0.8 a
	I	0.9 ab	37 a	2,029 d	3,052 c	144 d	1.5 d	8.6 c	88 c	6.4 c
	II	0.8 a	25 a	1,131 b	1,015 b	85 c	1.0 c	6.1 b	56 bc	4.7 b
	III	1.4 b	93 b	1,573 c	2,920 c	47 b	1.6 d	10.9 d	63 c	7.2 c
	IV	0.6 a	76 b	1,163 b	1,385 b	47 b	0.62 b	7.2 bc	27 ab	4.7 b

Values followed by different letters differ significantly, $p < 0.05$.

alkaline reactions can contribute to the immobilization of heavy metals, primarily through the formation of carbonates and phosphates, which reduces their toxicity for plants. Moreover, organic matter fixes very strongly Cr, Fe, and Pb; fairly strongly Cd and Ni; and only slightly Mn, Zn, and other trace metals [26]. Solano et al. [12] demonstrated that media with high cation exchange capacities can effectively mitigate zinc released from waste materials.

Plant Analysis

The dry matter content of 'herbs mix' plants grown in the waste substrates ranged from 23.6% (substrate IV) to 30.6% (substrate II) in relation to the control ones with 28.1%. The 'grass mix' plants had dry matter content between 22.2% (substrate I) to 30.0% (substrate IV), compared to the highest control with 31.6%.

Plant biomass is extremely important for determining plant success on a green roof and is necessary to achieve optimal stormwater retention, aesthetics, and other benefits that green roofs can provide. The biomass production of herbs and grass was significantly higher for Si-waste substrates II-IV than for control treatment (Tables 8-9). Grass biomass collected from waste substrates IV and III was two to three times higher than that collected from control media. Relatively low biomass produced by plants was observed for the growing medium I characterized by the lowest part of the waste mineral fraction (65%).

Generally, grass species are considered Si accumulators [15]. Silicon may increase the drought tolerance of plants [14], which is extremely important adaptation for plants grown in extensive green roof conditions. Additionally, the soluble Si can stimulate increased P and Mo uptake by plants, as well as Mn transport within plant tissues [26]. Turnau et al. [28] found that plants originating from xerothermic grasslands are able to grow in industrial wastes rich in high metals concentrations and are tolerant to drought and raised temperatures.

Herbaceous crops from fertilized soils are characterized by concentrations of nitrogen, which exceed 3.0% d.m. of mature leaves. The sufficiency range N concentration commonly reported for foliage plants is 2.2-3.8% d.m., and for grasses 2.0-3.2% d.m. with low value when symptoms of deficiency are shown <2.2% and <1.5%, respectively [29]. In our investigation the content of N in herbs biomass was lower than the optimal level, especially in Si-waste substrates. The similar low nitrogen status of plants was proved for grass biomass. However, in grass control treatment N concentration was lower than in substrates I and II. It should be noted that low N concentration in plants grown in waste substrates could be the result of the 'dilution effect' in the highest biomass produced in those treatments.

Phosphorus concentration in 'herb mix' did not vary reliably across treatment and ranged from 0.21% to 0.29% P in dry mass (Table 8). In 'grass mix' species we detected from 0.14% (substrate IV) to 0.21% P in d.m.

Table 8. Dry matter (%) and biomass (g m⁻²) of 'herbs mix' production in different green roof substrates, and element concentrations (% d.m.) in plant biomass.

Substrate	d.m. %	Biomass	% d.m.						
			N	P	K	Ca	Mg	S	Na
Control	28.1	338	1.82	0.21	2.2	1.11	0.22 ab	0.13 a	345
I	25.0	268	1.49	0.29	2.2	1.09	0.27 b	0.20 b	323
II	30.6	364	1.45	0.21	0.96	0.97	0.23 ab	0.18 b	328
III	23.6	524	1.57	0.24	1.9	0.85	0.20 a	0.13 a	534
IV	24.4	382	1.54	0.21	1.7	0.88	0.24 ab	0.15 ab	624
Substrate	mg kg ⁻¹ d.m								
	B	Cu	Fe	Mn	Zn	Cd	Ni	Pb	Cr
Control	42 b	5.2 a	124 a	196 a	72	0.79 a	trace	0.62 a	0.35
I	31 ab	16.8 ab	373 a	289 a	71	0.82 a	0.15 a	2.72 ab	12.0
II	31 ab	10.6 a	482 ab	185 a	92	1.05 ab	0.44 a	3.71 ab	2.30
III	34 ab	18.2 ab	338 a	122 a	76	1.32 b	trace	3.76 ab	1.78
IV	28 a	28.4 b	953 b	854 b	77	0.96 ab	2.04 b	5.19 b	5.20

Values followed by different letters differ significantly, $p < 0.05$.

(substrate II). Low concentrations of P in grasses were correlated with low content of available phosphorus in growing media. Barker and Pilbeam [29] reported that the total phosphorus content of the plant is about 0.1 to 1% and for grasses (0.20-0.35% d.m.).

The optimum potassium concentration for fully developed leaves of forage grasses range from 2.5 to 3.5% d.m. [29]. According to this sufficiency range, in our

study K content in plant biomass was below the optimum level in all treatments, including the control (Table 9). However, species used for the 'grass mix' combination belong to xerothermic plants, which are commonly low-nutrient requirements. Turnau et al. [30] found that plants growing on the industrial waste substrates generally had greater concentrations of heavy metals (Zn, As, Pb, and Fe) and lower concentrations of K than plants from

Table 9. Dry matter (%) and the biomass (g m⁻²) of 'grass mix' (g) production in different green roof substrates, and element concentrations (% d.m.) in plant biomass.

Substrate	d.m. %	Biomass	% d.m.						
			N	P	K	Ca	Mg	S	Na
Control	31.6 b	182	1.35	0.18 ab	1.9 ab	0.82 b	0.18	0.12 ab	287
I	22.2 a	152	1.45	0.20 ab	2.0 b	0.53 ab	0.15	0.16 b	630
II	24.0 ab	336	1.45	0.21 b	1.9 ab	0.57 ab	0.15	0.14 ab	581
III	27.5 ab	534	1.32	0.16 ab	1.5 a	0.37 a	0.11	0.08 a	594
IV	30.0 ab	438	1.28	0.14 a	1.5 a	0.38 a	0.12	0.08 a	459
Substrate	mg kg ⁻¹ d.m								
	B	Cu	Fe	Mn	Zn	Cd	Ni	Pb	Cr
Control	17.8	5.5	120	28 a	54	0.65 a	trace	0.8	1.1 ab
I	8.7	7.8	217	77 ab	38	0.83 ab	trace	1.3	1.6 ab
II	8.7	7.0	156	59 ab	42	0.67 a	trace	2.2	2.5 b
III	4.8	12.9	144	102 b	37	1.2 b	trace	1.7	0.75 a
IV	4.7	7.8	145	105 b	34	0.88 ab	trace	1.65	0.54 a

Values followed by different letters differ significantly, $p < 0.05$.

natural xerothermic grasslands. The authors concluded that K-supplementation of the waste substrates should be considered to improve plant growth.

Among all nutrients detected, Ca prevailed in the plant material. Generally, grasses showed much lower concentrations of Ca when compared to 'herb mix' species from all substrate root environments. Its concentration ranged from 0.38% in 'grass mix' substrate III to over 1% in the control 'herb mix' (Tables 8-9). The Ca concentration in plants varies between 0.1% and 5% of dry weight [29]. As shown in the present study, plants from control treatment contained more Ca when growing in the waste substrates. These results are in close agreement with those reported by Turnau et al. [30]. Silicon may affect the bioavailability of Ca for plants.

Significantly higher Cu, Fe, Cd, Pb, Cr, and Ni contents were identified in plant tissues from waste substrates than from control samples (Tables 8-9). On average, a relatively low concentration of potentially toxic metals was characteristic for grasses. High concentrations of Zn in relation to the control were noted only in plants from the 'herb mix' growing in substrate II. Silicon can alleviate heavy metal toxicity in plants at both plant and soil levels [15, 31]. It should be noted that reduced uptake of metals after silica wastes amendment can be attributed to an increase in soil pH and changes in metal speciation in the growing media. This may explain the high production of biomass in substrates based on silicon waste with average-high concentrations of heavy metals.

The boron content in plants collected from Si-waste substrates was relatively low in relation to control plants (Tables 8-9). The possible explanation for this phenomenon is the antagonistic effect of Si on the uptake of B [26].

Manganese content in 'herb mix' plants was higher than in grasses and ranged from 122 mg to 289 mg kg⁻¹ d.m., and from 28 mg to 102 mg kg⁻¹, respectively. Mengel and Kirkby [32] demonstrate that Mn amounts of less than 20 mg kg⁻¹ d.m is insufficient for most of the plant species, 20-500 mg kg⁻¹ is optimal, and concentrations exceeding 500 mg kg⁻¹ d.m are toxic. The substrate chemical composition with particularly high concentrations of available Mn had low impact on manganese concentration in plant tissues. Kabata-Pendias [26] demonstrate the ameliorative effect of available Si on reducing the toxicity of Al and Mn by immobilizing these elements at the root surface. Si increases Mn binding to cell walls, which limits cytoplasmic concentrations [15].

Conclusions

Currently, a need to identify suitable locally available waste products is a growing concern, as the import of lightweight minerals or using processed cost-consuming materials for commercial green roof substrates is likely to be uneconomical. This study investigated the potential for use of waste materials including silica wastes as a by-product of metallic ferrosilicon alloys as a component of the substrate for extensive green roofs. Particle size

distribution, bulk density, mass, water capacity, soil reaction, and total dissolved salt content of Si-waste growing media were compatible with FLL standards. However, of greater importance for the structure of substrates was the effect of the Si wastes on the fertility of growing media. Engineered substrates had higher amounts of P, K, Mg, S, and other nutrients than the control media. Our results suggest that alkaline (well drained and containing immobile forms of organic matter Si-waste substrates) reduce the availability of potentially toxic metals to the root system, preventing its phytotoxicity for plants. They have the potential to maintain pH with high buffering capacity. Si wastes had a positive impact on plant growth and biomass. We consider that Si wastes may be a valuable and environmentally responsible green roof media amendment.

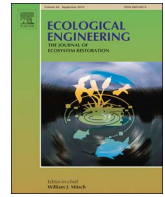
Acknowledgements

This research was financed by the Ministry of Science and Higher Education of the Republic of Poland.

References

1. OBERNDORFER E., LUNDHOLM J., BASS B., COFFMAN R., DOSHI H., DUNNETT N., GAFFIN S., KOHLER M., LIU K.K.Y., ROWE B. Green roofs as urban ecosystems: ecological structures, functions and services. *BioScience* **57**, 823, 825, **2007**.
2. CARSON T., HAKIMDAVAR R., SJOBLUM K., CULLIGAN, P. Viability of recycled and waste materials as green roof substrates. *Geo Congress 3644*, **2012**.
3. FASSMAN-BECK E.A., SIMCOCK R. Living roof review and design recommendations for stormwater management. Prepared by Auckland UniServices for Auckland Council. Auckland Council technical report TR2013/045. **2013**.
4. AMPIN P.A.Y., SLOAN J.J., CABRERA R.I., HARP D.A., JABER F.H. Green roof growing substrates: types, ingredients, composition and properties. *J. Environ. Hort.* **28** (4), 244, **2010**.
5. MOLINEUX C., FENTIMAN C., GANGEA. Characterizing alternative recycled waste materials for use as green roof growing media in the U.K. *Ecol Eng* **35**, 1507, **2009**.
6. OLSZEWSKI M.W., YOUNG C.A. Physical and chemical properties of green roof media and their effect on plant establishment. *J. Environ. Hort.* **29** (2), 81, **2011**.
7. YOUNG T., CAMERON D.D., SORRILL J., EDWARDS T. Importance of different components of green roof substrate on plant growth and physiological performance. *Urban For. Urban Green.* **13**, 507, **2014**.
8. SUTTON K. Introduction to green roof ecosystems. *Green Roof Ecosystems. Ecological Studies* 223. Springer International Publishing Switzerland. 9, 115, 117, 148, **2015**.
9. EMILSSON T. Vegetation development on extensive vegetated green roofs: influence of substrate composition, establishment method and species mix. *Ecol. Eng.* **33**, 265, **2008**.
10. BRADLEY D.B., MONTERUSSO M.A., RUGH C.L. Assessment of heat-expanded slate and fertility requirements in green roof substrates. *HortTechnology*, **16** (3), 471, **2006**.

11. FLL. Guidelines for the planning, execution and upkeep of green-roof sites. Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau, Bonn. **2008**.
12. SOLANO L., RISTVEY A.G., LEA-COX J.D., COHAN S.M. Sequestering zinc from recycled crumb rubber in extensive green roof media. *Ecol. Eng.* **47**, 284, **2012**.
13. BERTHELSEN S., NOBLE A.D., KINGSTON G., HURNEY A., RUDD A., GARSIDE A. Improving yield and ccs in sugarcane through the application of silicon based amendments. Final report SRDC Project CLW009. Sugar Research Australia Ltd. <http://elibrary.sugarresearch.com.au>, **2003**.
14. PEREIRA H.S., GASPAR HENRIQUE KORNDÖRFER G.H., DE AQUINO VIDAL A., SARTORI DE CAMARGO M. Silicon sources for rice crop. *Sci. Agric.*, **61** (5), 522, **2004**.
15. GUNTZER F., KELLER C., MEUNIER J.P. Benefits of plant silicon for crops: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, Springer Verlag/EDP Sciences/INRA, **32** (1), 201, **2012**.
16. EPSTEIN E. Silicon. *Annl. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.*, **50**, 641, **1999**.
17. CROOKS R., PRENTICE P. The benefits of silicon fertiliser for sustainably increasing crop productivity. The 5th International Conference on Silicon in Agriculture: Silicon management for high crop productivity and quality and environmental health. Beijing, China. **2011**.
18. DHIR R.K., NEWLANDS M.D., DYER T.D. Sustainable waste management. Proceedings of the International Symposium University of Dundee, 9-11 September 2003, Scotland, UK. **2003**.
19. KOMORNICKI T. (ed.). Exercise guide book of soil science and geology for AR students. Department of Graphic PK in Krakow, Poland, 60-63. **1979** [In Polish].
20. OSTROWSKA A., GAWLIŃSKI S., SZCZUBIAŁKA Z. Soil and Plant Analysis Procedures. Wyd. Instytutu Ochrony Środowiska, Warsaw, **1991** [In Polish].
21. ONDOÑO S., MARTÍNEZ-SÁNCHEZ J.J., MORENO J.L. The inorganic component of green roof substrates impacts the growth of Mediterranean plant species as well as the C and N sequestration potential. *Ecol. Indicators* DOI: 10.1016/j.ecolind.2015.10.025, **2015**.
22. THURING C.E., DUNNETT N. Vegetation composition of old extensive green roofs (from 1980s Germany). *Ecol. Processes.* **3**, 4, **2014**.
23. SCHRADER S., BÖNING M. Soil formation on green roofs and its contribution to urban biodiversity with emphasis on Collembolans. *Pedobiologia* **50**, 347, **2006**.
24. KÖHLER M., POLL P.H. Long-term performance of selected old Berlin green roofs in comparison to younger extensive green roofs in Berlin. *Ecol. Eng.* **36**, 722, **2010**.
25. HINSINGER P. Plant-induced changes in soil processes and properties. (in:) Gregory P.J., Nortcliff S. (eds) *Soil conditions and plant growth*. Wiley-Blackwell, Chichester. **2013**.
26. KABATA-PENDIAS A. Trace elements in soils and plants. Taylor and Francis, Londyn. **2011**.
27. FURINI A. Plants and heavy metals. *SpingerBrief in Molecular Science. Biometals*. Springer, the Netherlands. **2012**.
28. TURNAU K., ANIELSKA T., RYSZKA P., GAWROŃSKI S., OSTACHOWICZ B., JURKIEWICZ A. Establishment of arbuscular mycorrhizal plants originating from xerothermic grasslands on heavy metal rich industrial wastes - new solution for waste revegetation. *Plant. Soil.* **305**, 267, **2008**.
29. BARKER A.V., PILBEAM J.D. Handbook of plant nutrition. Taylor & Francis Group, Boca Raton, **2007**.
30. TURNAU K., OSTACHOWICZ B., WOJTCZAK G., ANIELSKA T., SOBCZYK Ł. Metal uptake by xerothermic plants introduced into Zn-Pb industrial wastes. *Plant. Soil.* **337**, 299, **2010**.
31. ADREES M., ALI S., RIZWAN M., ZIA-UR-REHMAN M., IBRAHIM M., ABBAS F., FARID M., QAYYUM M.F., IRSHAD M.K. Mechanisms of silicon-mediated alleviation of heavy metal toxicity in plants: A review. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **119**, 186, **2015**.
32. MENGEL K., KIRKBY E.A. Principles of plant nutrition, 5th ed. Kluwer, Dordrecht. **2001**.



Research Paper

The effect of substrate on growth and nutritional status of native xerothermic species grown in extensive green roof technology



Anna Krawczyk*, Iwona Domagała-Świątkiewicz, Agnieszka Lis-Krzyściń

Unit of Plant Nutrition, Institute of Plant Biology and Biotechnology, Faculty of Biotechnology and Horticulture, University of Agriculture in Krakow, al. 29-listopada 54, 31-425, Krakow, Poland

ARTICLE INFO

Keywords:

Silica waste
Organic matter
Dianthus carthusianorum
Hieracium pilosella L.
Sedum acre L.

ABSTRACT

The increasing popularity of green roof technology can contribute to urban sustainability and well-being in cities. However, there still is limited knowledge about the effect of substrate, especially composed from waste amendments, on plant species suitable for the extensive green roofs. Currently the urban agglomeration is characterized by a high degree of industrialization and modern agriculture, which contributes to the production of excessive amounts of various waste materials. The usage of locally available waste materials has many potential benefits, including reduced transportation costs, reduced waste disposal and preservation of natural aggregates. However, the waste has to meet many criteria, such as appropriate physical and chemical properties. The main purposes of green roofs in Poland are: to create additional green space in dense urban area and to increase biodiversity, which could be done by using native plants (well adapted to local weather conditions). A 3-year study was carried out in Krakow using a pilot-scale roof system in field containers. Treatments included two substrates—a Si-waste substrate composed of locally available waste materials and a commercial substrate (control)—and three native xerothermic plant taxa: *Dianthus carthusianorum*, *Hieracium pilosella* L. and *Sedum acre* L. The physicochemical properties of substrates, their stability over time and influence on plant nutrient status as well as the visual rating of plants measurements were examined. We observed a tendency to decrease the bulk density and pH value, and a significant increase in the organic matter content in both tested substrates during a subsequent year of the study. The plant nutrient status was similar in terms of macro-elements, regardless of the substrate used. In relation to elevated trace element concentrations in the Si-waste substrate, the amount of metals accumulated in the tissues of all tested taxa was relatively low. We concluded that waste substrate may be a valuable root environment for examined native species which can be successfully used in Europe on green roof plant communities.

1. Introduction

Green roof technology is the most efficient and appropriate management practice for sustainable urbanism (Vijayaraghavan, 2016). It provides a range of urban environmental benefits, i.e., reduction of a heat island, cooling of buildings, saving of energy, decrease of storm water runoff, improvement of air quality and the creation of additional green space in dense urban area (Oberndorfer et al., 2007). Green roofs also create a new habitat that supports biodiversity in the disturbed urban areas (Madre et al., 2014; Gabrych et al., 2016).

An extensive green roof system is designed for cultivation in a 5–20 cm deep layer of growth substrate, offering limited space for the plant root zone. Because of relative low weight and easy maintenance, this technology is more suitable for a wide range of building structures (Oberndorfer et al., 2007; Schweitzer and Erell, 2014). Extreme

environmental conditions such as heat, drought and limited volume of growing media on extensive rooftop gardens require an appropriate syntaxes. Succulent plants are well adapted to such conditions (Thuring et al., 2010).

Sedum species have the ability to reduce transpiration and water storage, which helps them to survive in drought conditions. This makes them the most popular species for shallow extensive green roofs across the world (Monterusso et al., 2005; Schrader and Böning, 2006; Rowe et al., 2011, 2012; Carson et al., 2012; Farrell et al., 2012). They are non-native to several parts of the world and therefore might not be adaptable to local weather conditions (Vijayaraghavan, 2016). Furthermore, overuse of *Sedum* on extensive green roofs contributes to the creation of unstable monocultures (Sutton, 2008). Gabrych et al. (2016) found that the amount of *Sedum* plants decreased with time, especially on substrates greater than 5 cm in depth.

* Corresponding author.

E-mail addresses: anna_krawczyk@onet.pl (A. Krawczyk), i.domagala@ogr.ur.krakow.pl (I. Domagała-Świątkiewicz), a.lis@ogr.ur.krakow.pl (A. Lis-Krzyściń).

<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.08.022>

Received 30 January 2017; Received in revised form 7 August 2017; Accepted 21 August 2017

Available online 01 September 2017

0925-8574/ © 2017 Elsevier B.V. All rights reserved.

In general, a green roof project should consider biodiversity for long-term successful cultivation and sustainability of the environment (Sutton, 2008). Therefore, the selection of plant taxa should be based on initial survivability, growth and long-term sustainability in local environmental conditions (Köhler and Poll, 2010). Other criteria for selection of plant material should include easy propagation, rapid establishment and high ground-cover density (Beattie and Berghage, 2004).

Native plant species with their adaptive abilities to harsh rooftop environments are better for shallow layers of substrate (Getter and Rowe, 2006; Dunnett et al., 2008; Van Mechelen et al., 2014). Recent studies have focused on the search for vegetation types which can be used on green roofs instead of *Sedum* in various geographic and climatic regions. Nektarios et al. (2011, 2015, 2016a, 2016b) studied: *Sedum sediforme*, *Dianthus fruticosus*, *Ebenus cretica* and *Cirrhium maritimum* on extensive green roofs in Mediterranean environmental conditions, which are thriving in a hot dry environment and strictly comparable to the species utilized in the current study. In the same climatic region, Kotsiris et al. (2012) used *Lavandula angustifolia*, Ondoño et al. (2015) examined *Lotus creticus* and *Asteriscus maritimus*, while Benvenuti and Bacci (2010) twenty native species- in the study of green roof substrate composition. Blanus et al. (2013) indicated the great potential of *Stachys byzantine* in the climate of the United Kingdom, and Vijayaraghavan and Joshi (2014) identified *Portulaca grandiflora* as a suitable green roof plant for the tropical wet and dry climate of India. Schweitzer and Erell (2014) concluded that *Aptenia cordifolias* is drought efficient and takes up less water in the hot, dry climate of Israel. Despite this, there still are not enough studies of the nutritional status of plants grown on green roofs.

Bates et al. (2015) indicated that although water deficit was the main factor determining plant success on green roofs, quality of substrate and its depth also played a significant role. Properties of growing substrate, particularly depth and organic matter content, directly affect plant growth and durability of green roofs (Nagase and Dunnett, 2011; Kostiris et al., 2012; Ntoulas et al., 2013; Ondoño et al., 2015; Gabrych et al., 2016). Therefore, the choice of an appropriate substrate is extremely important for the plant survival and stability of the plant population (Köhler and Poll, 2010; Thuring et al., 2010; Vijayaraghavan, 2016).

Nowadays, commercially engineered substrates are prepared with expanded clay, shale and slate, and consist of 70–95% mineral fractions, some amount of organic materials and slow release fertilizer (Ampim et al., 2010). Some authors (Molineux et al., 2009; Carson et al., 2012; Solano et al., 2012; Vijayaraghavan, 2016) have suggested that low-cost and lightweight waste materials could be used in extensive green roof technology instead of commercial substrates. Utilization of waste/recycled materials saves natural resources, conserves raw materials and reduces the amount of wastes dumped in landfill sites. This changes locally stored materials with low values to the useful component of the substrate. Using locally available waste materials has many potential advantages, including reduction of transport costs, decrease of waste volume in landfills and conservation of natural aggregates (Bates et al., 2015). Waste materials, however, must meet a number of criteria such as appropriate physical and chemical properties and a principally acceptable level of pollutants. The properties of growing media affect the supply and storage of water, gas and nutrients, and therefore create the conditions for plant growth and development. In response to this, plants and microorganisms affect the physical and chemical properties of substrate. The processes of substrate formation, which occurs on the rooftop during cultivation, are influenced by climate, vegetation and the weathering of freshly accumulated substrate materials (Schrader and Böning, 2006; Köhler and Poll, 2010; Gabrych et al., 2016).

Plant biomass and quality parameters are closely connected with the nutritional status of the plant. Inadequate (i.e., excessive or deficient) nutrient content and the presence of toxic elements in the growing

media often result in the marked decrease of plant biomass as well as to low plant quality and sensitivity to abiotic or biotic stresses. Furthermore, excessive content of toxic elements has a negative impact on the environment through nutrient leaching or gaseous emission (Barker and Pilbeam, 2007). Therefore, diagnosis of plant nutrient composition is essential for better recommendations of substrate composition based on waste materials and should be part of the integrative, green roof vegetation design.

This three-year study describes the effect of an extensive green roof substrate made of silica waste materials on the growth and nutrient status of three native, xerothermic plant species (*Hieracium pilosella* L., *Sedum acre* L. and *Dianthus carthusianorum*). Preliminary examination of a few substrate compositions based on silica slag showed that Si-waste material can be a valuable and environmentally safe component of the green roof media. Silicon as beneficial elements, can compensate the toxic effects of other elements or may substitute mineral nutrients in some other less specific function (Guntzer et al., 2012). According to Crooks and Prentice (2011) and Berthelsen et al. (2013), who demonstrate that low-cost silica wastes can be a valuable source of silicon for plants on Si-deficient growing media, we hypothesized that Si-wastes (fume or silica slag) may have some agronomic values as a silicon plant promoter which enhance growth and resistance to stress in very specific rooftop environmental conditions.

Our experiment had four objectives: (1) evaluation of the physical and chemical properties of waste substrate (from currently emerging waste materials) and time-related changes, (2) examination of the substrate composition effect on plant growth and nutritional status, (3) determination of the nature plant taxa, collected in typically dry habitats, potential for cultivation on green roof systems in local weather conditions, and (4) identification of plant-induced changes in growing media parameters.

2. Materials and methods

2.1. Material and experimental design

The three-year study was carried out at the Experimental Station belonging to the University of Agriculture in Krakow (50°5'3.1365"N, 19°57'1.4373"E) in southern Poland. The pilot-scale roof system was constructed in 1.2 m x 0.8 m containers placed on a platform 40 cm above the ground and designed as a full-scale, extensive green roof. Containers were filled with a separation protection and storage fleece (Optigreen RMS 300) on the bottom, a commercial green roof drainage layer (Optigreen FKD 25), a geotextile filter layer (Optigreen FKD 10) and 10 cm of substrates. The Si-waste growing medium was made up of locally available waste materials: 25% vol. silica waste and 5% vol. silica fume (from still operating ferro-silicon works), 20% vol. crushed brick, 10% vol. sand, 20% vol. muck soil (histosols), and 20% vol. urban compost. The physico-chemical properties of these components had been evaluated and presented in a separate publication by Krawczyk et al. (2017). A commercial substrate for extensive green roofs made by the Optigreen Company (E-type[®]) was used as a control substrate.

The waste material named 'silica waste' was represented by blast furnace slag stored for several years in landfill and silica fume generated by electric arc furnaces as a by-product of ferrosilicon alloys. Muck soil was organic waste material removed from the organic horizons of mucky peat. Green waste compost (Barycz, Kraków, Poland) was composed of composted garden waste collected in Kraków area. The coarse mineral fractions were mechanically crushed to obtain particles smaller than 10 mm. Fragments then were rinsed with water and mixed with other components. The substrate composition with all ingredients was adjusted to the requirements of German FLL standards (2015), in particularly content of organic matter and fraction below 0.06 mm, pH and bulk density. The characteristics of the substrates used are presented in Tables 1 and 2. In general, the Si-waste growing medium had

Table 1
Selected physical and chemical properties of roof substrates (*BD- bulk density, OM- organic matter content, WC- water capacity).

Substrate	BD* g cm ⁻³	Mass kg m ⁻²	OM* %	WC* % vv	% fractions				
					10-2	1.0	0.30	0.06	< 0.06
Control	1.04	104	8	45.6	54.3	14.6	24.1	6.89	0.05
Si-medium	0.88	88.0	8	50.9	54.9	5.8	28.9	9.08	1.34

Table 2
Soil reaction (pH_{H2O}), salt concentration (EC g dm⁻³), macronutrients (mg dm⁻³) and trace element (mg kg⁻¹) content in the substrates. *To compare EC to the FLL guidelines (2008), EC μS cm⁻¹ was converted to g dm⁻³ using the conversion formula g dm⁻³ = μS cm⁻¹ × 0.00156 (Farrell et al., 2012).

Substrate	pH _{H2O}	EC*	N-NH ₄	N-NO ₃	P	K	Ca	Mg	S
Control	7.85	0.61	2.0	28.3	40	392	3358	124	169
Si-medium	7.11	2.65	6.2	67.1	161	1190	2053	273	207
	B	Cu	Fe	Mn	Zn	Cd	Ni	Pb	Cr
Control	6.07	9.5	747	81	25	0.3	1.6	9.5	0.9
Si-medium	9.38	38.5	1031	2434	124	1.7	4.2	42.8	5.7

a lower bulk density, lower pH values and salt (EC) content, and a higher content of nutrients and trace elements in comparison to the control media.

After the first year of the experiment, the content of available potassium and phosphorus in the growing medium decreased significantly. Therefore, during the late spring of 2014 solution of potassium monophosphate was applied (39P + 50K mg dm⁻³) to the Si-medium treatment. The content of P and K was supplemented to the same level as in the control object (80 mg P + 150 mg K in 1 dm³ of substrate).

2.2. Plant species

Three plant species were used as phytometer species: *Hieracium pilosella* L., *Sedum acre* L. and *Dianthus carthusianorum*. Table 3 presents the detailed characteristics of the selected taxa. The *H. pilosella* and *S. acre* plants were obtained from natural xerothermic grasslands in the Małopolska Upland. Young tufts of the metallocolous ecotype of *D. carthusianorum* were sourced from waste that remained after the mining and processing of Zn-Pb ores in Bukowno, near Krakow. All plant species used in the study belong to typical communities of the xerothermic grassland and grow on remarkably sunny areas, warm and dry origin on limestone, or for *Sileno otitis* – *Festucetum* associations settled on alkaline or slightly acid sandy soils. Although not commonly found on green roofs, *H. pilosella* was used as a species characterized by high tolerance to dry soils with a low content of nutrients. The metallocolous ecotype of *D. carthusianorum* is commonly known as a drought- and metal-tolerant species (Wójcik et al., 2015).

The study comprised of 24 micro-plots of 0.5 m² each

Table 3
The characteristics and habitats and syntaxonomic units of species used in the study (Matuszkiewicz, 2005; Cwener and Sudnik-Wójcikowska, 2012).

Plant name/family	Native	Typical habitats/syntaxonomic units	Decorative part
<i>Hieracium pilosella</i> L., Asteraceae	western Asia, Europe	shallow and drought-prone soils, alkaline and rich in limestone to moderately acidic soil with nutrient low status, species characteristic of the <i>Nardo-Callunetea</i> class	high-density patches of rosettes, mat-forming growth, lemon-coloured flowers (V–VIII)
<i>Sedum acre</i> L., Crassulaceae	North America, Japan, New Zealand, Europe	thin and dry sandy soils, shingle, typical rock areas, species characteristic of the class <i>Koelerio-Corynephoretea</i>	mat-like stands, bright yellow flowers (V–VII)
<i>Dianthus carthusianorum</i> , Caryophyllaceae	Europe	thin, well-drained, infertile lime-rich soils, a calamine (zinc-lead) waste heaps, species characteristic of the class <i>Festuco-Brometea</i> and for the association of <i>Sileno otitis-Festucetum</i> in the <i>Koelerio-Corynephoretea</i> class	tufts of grey-green slender leaves, dense heads of dark pink to purple flowers (VI–IX)

(0.8 m × 0.625 m internal dimensions). The experimental design was multi-factorial and involved two factors (two substrate types (depth of 10 cm) and three plant species). Moreover, the plot arrangement followed a randomized complete block design with four replications, each consisting of 24 rosettes of *H. pilosella*, of 24 tufts of *D. carthusianorum* and of 24 mat-like 5 cm stands of *Sedum* (Fig. 1). Plants were planted as monoculture on 17 June 2013 and were grown until 17 July 2015. Plants were watered manually, only during long dry periods (according to weather data in Fig. 2.), with the same amount of water each replication (it simulated 5 mm of rainfall), which led up to reaching 80–90% of the water-holding capacity. We opted for additional irrigation per Monterusso et al. (2005), who found that plants do not grow well on extensive-type roofs without irrigation. Additionally, we needed enough biomass of the plants for chemical analysis of plant material.

2.3. Weather data

Precipitation and air temperature data were obtained from the Meteorological Station of the University of Agriculture in Krakow (50° 4' 48.5446"N, 19° 50' 56.9347"E). Fig. 2 presents the total monthly precipitation and average monthly temperature. In the Krakow area, the total annual precipitation is usually 650–700 mm. Forty-one percent of the annual rainfall comes in the summer. The site of the study has an average minimum temperature of –3 °C (in January) and a maximum temperature of about 19 °C (in July). In 2013, temperatures were near average for the Krakow area from April to September. Rainfall during the growing season in 2013 was high in May and very high in June. This season was characterized as slightly cooler and much drier in July and September, especially compared with 2014, which had rainfall equally distributed throughout the growing season. In 2015, the growing season was warmer and drier, especially in June and July. In 2013, the following periods were recorded as without rainfall: 13–20 May, 11–22 June, 29 June–5 July, 15 July–6 September, 13–20 September, 22–29 September, and 29 October–16 November. Dry periods in 2014 were recorded on 3–10 June, 16–23 July, 1–15 October, and in 2015 on 15 April–6 May, 27 May–15 June, 28 June–8 July, 29 July–5 September, 17–25 September, 6–14 October and 27 October–12 November.

2.4. Substrate analyses

Samples of substrates were collected before and after each growing season. Sieves were used to analyse particles of the following sizes: 10, 3, 2, 1, 0.3 and 0.06 mm according to FLL (2008). Bulk density and water capacity were estimated using Kopecky's cylinders method. Undisturbed substrate sampling was performed using a stainless steel cylinder with a diameter of 70 mm and height of 65 mm. The content of the available form of macro-elements was detected by extraction with 0.03 mol dm⁻³ CH₃COOH solution (Ostrowska et al., 1991). The concentration of mineral nitrogen (NH₄-N, NO₃-N) was determined using the Flow Injection Analysis technique (PN-EN ISO 13395:2001, 2001; PN-EN ISO 11732:2005 (U), 2005). The content of micronutrients and

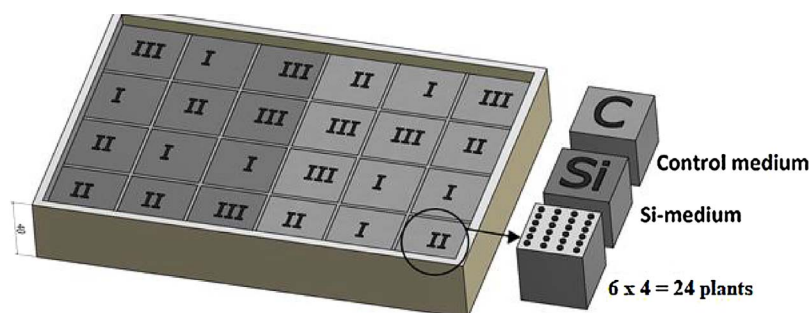


Fig. 1. Graphic representation of a roof platform. Illustration by Anna Krawczyk.

- I- *Dianthus carthusianorum*
 II- *Sedum acre* L.
 III- *Hieracium pilosella* L.

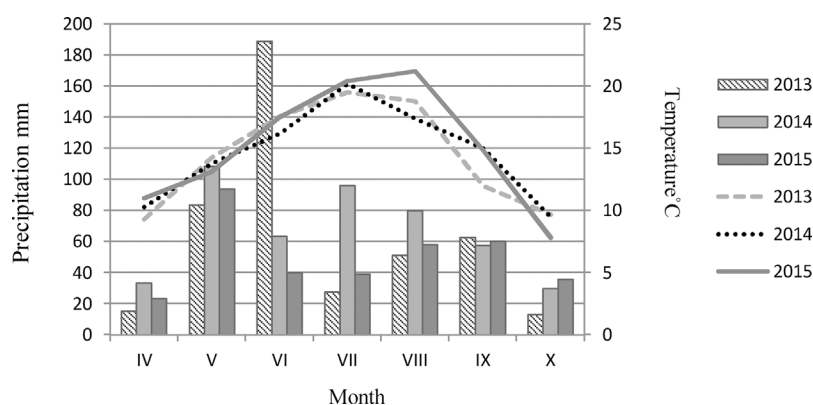


Fig. 2. Mean monthly precipitation (mm, chart bars) and temperatures (°C, chart line) for the study.

trace elements were determined used Rinkis method with extraction of 1 mol dm^{-3} HCl (Ostrowska et al., 1991). This relatively “aggressive extractant” removes more than the plant-available forms of elements, including exchangeable and weakly adsorbed fractions of ions. This soil test is used to estimate critical levels of micronutrients in soils and is recommended for first-level screening of soil contamination in Poland. After extraction, the content of nutrients was determined using Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry (ICP-OES, Prodigy Teledyne Leeman Labs). Soil reaction (pH) and the total concentration of salt (EC) were determined in a 1:2 soil-water (by volume) solution (Ostrowska et al., 1991). The organic matter content was estimated by loss on ignition method (in 550°C).

2.5. Plant analyses

The above-ground parts of the plants were harvested and weighed on 24 September 2013, 7 July 2014 and 17 July 2015. Plants were cut in September 2013 in order to produce a sufficient amount of biomass. In 2014–2015, plants were cut in full vegetation in July. *D. carthusianorum* was harvested only in 2013 and 2015 due to the low biomass production in 2014 after abundant flowering and cutting in the first year of the study.

The plant material was dried at 65°C (24 h) and ground in a Pulverisette 14 (FRITSH) variable speed rotor mill, using a 0.05 mm sieve. The content of nutrients and metals in plants (Cd, Cr Ni and Pb) were determined after mineralization in 65% extra pure HNO_3 in a CEM MARS-5 Xpress microwave system, using a high-dispersion spectrometer ICP-OES. The leaf N content was assayed by the Kjeldahl method using a VELP Scientifica UDK 193 distillation unit (Ostrowska et al., 1991). Dry matter content of the plants was determined after drying in the laboratory dryer with forced air circulation at $105^\circ \pm 5^\circ\text{C}$ until a constant weight was achieved.

Five independent evaluators examined the relative appearance of

each plant according to Monterusso et al. (2005) on September 2013, July 2014 and July 2015. They used a 6-point scale: 0 (dead), 1 (stressed plant showing visible wilting and browning), 2 (plant showing little change since planting), 3 (plant showing slow growth), 4 (healthy plant exhibiting a large amount of growth) and 5 (plant showing exceptional growth and fullness).

2.6. Statistical analyses

Results were statistically verified using the ANOVA module of STATISTICA 10.PL (StatSoft Inc., USA). A two-way analysis of variance (ANOVA) was used to determine the main effects of the study (two factors: substrate type and plant species), and the HSD Tukey test was used to determine the significance between means. Tests were considered significant at a probability level of less than 0.05 ($p < 0.05$). Due to the large amount of data in this study only the main effects were shown. The interactions between objects were not presented.

3. Results and discussion

3.1. Physical and chemical analysis of substrate

The physical parameters of the analysed substrates are presented in Table 4. The bulk density of the Si-waste growing medium was 1.03 g dm^{-3} , this parameter in the control medium were 1.04 g dm^{-3} . Extensive green roof substrates should comply with a number of requirements, including high water-retention capacity, low bulk density, good aeration, good drainage, light weight, low cost and stability, and they should support the maintenance of species diversity by providing good anchorage for plants (Ampim et al., 2010; Beattie and Berghage, 2004; Vijayaraghavan, 2016). According to FLL standards (2008) the bulk density of extensive green roof substrate should be $0.6\text{--}1.2 \text{ g cm}^{-3}$, and a 1 cm depth of growing media should weigh

Table 4

Selected physical and chemical properties of roof substrates affected by time and plant species (HP- *Hieracium pilosella*, SA- *Sedum acre*, DC- *Dianthus carthusianorum*; a,b,c- means followed by different letter differ at $p < 0.05$).

Factor	BD g cm ⁻³	Mass kg m ⁻²	OM%	WC% vv	% fractions				
					10–2	1	0.30	0.06	< 0.06
Control	1.04	104	5.9 a	45.2 a	51.5 b	5.45 a	15.5 a	25.6 b	2.05 a
Si-medium	1.03	103	6.3 b	47.9 b	47.5 a	8.37 b	26.8 b	14.5 a	2.92 b
2013	1.07 b	107 b	4.9 a	46.6	52.9 c	7.41	16.6 a	19.4	3.69 c
2014	1.03 a	103 a	6.2 b	46.0	49.2 b	7.00	22.1 b	19.3	2.47 b
2015	1.02 a	102 a	7.3 c	47.6	45.5 a	6.95	27.2 c	18.9	1.49 a
HP	1.06 b	106 b	5.9 a	47.1	49.5	6.71 a	22.1	19.0	2.63
SA	1.00 a	100 a	6.4 b	46.1	49.7	7.48 c	21.4	18.8	2.54
DC	1.06 b	106 b	6.1 ab	47.1	48.3	7.16 ab	22.3	19.8	2.47

10 kg m⁻² at a bulk density of 1 g cm⁻³.

The weight of the substrate plays a crucial role in the constructability of green roofs, especially for construction on existing buildings where the additional roof loading might affect the building's structural integrity (Carson et al., 2012). Therefore, it is important to maintain as low a weight as possible (Ntoulas et al., 2013). During the study, we observed a tendency to decrease the bulk density, clay fraction < 0.06 mm content. Substrates in which *H. pilosella* and *D. carthusianorum* were planted had slightly but significantly higher bulk density than growing media collected from the *S. acre* treatment (Table 4).

During all growing seasons, substrates used in the experiment showed a high and stable soil water capacity. The values of this parameter were in accordance with German FLL (2008) standards, which are in the range of $\geq 35 \leq 65\%$ vv (Table 4). The value of water capacity represents the potential of substrate to hold and drain water (Vijayaraghavan and Joshi, 2014).

The Si-waste growing medium was characterized by slightly, however significantly higher organic matter content (6.3%) than the control medium (5.9%); despite this increase, it still was at an acceptable level (FLL, 2008). A typical roof substrate usually consists of 80–90% mineral fraction and 10–20% organic materials (Beattie and Berghage, 2004). Higher organic matter content may cause shrinkage of substrate, promote the growth of unwanted weeds, increase the load during rain events and threaten the long-term success of the whole roof (Nagase and Dunnitt, 2011; Ntoulas et al., 2013; Ondoño et al., 2015). Furthermore, high levels of organic matter in the media could encourage growth of plants, resulting in lower resistance to drought stress, especially on non-irrigated roofs (Getter and Rowe, 2006). According to German FLL standards (2008) only $\leq 6\%$ vv of organic matter is recommended for extensive roof types. In our experiment, we observed a significant increase in the organic matter content in both tested substrates during a subsequent year of the study (Table 4).

Dead or alive biomass (roots and aboveground parts of plant) can be an important source of carbon, which is needed for microbes to produce a fraction of organic matter in the substrate. A significant enrichment of green roof media in organic C was found in studies by Schrader and Böning (2006), Köhler and Pol (2010) and Thuring and Dunnitt (2014). Similarly, in tested substrates, we also observed significant plant-

induced changes in C content. The lowest organic matter content in growing media was collected from *H. pilosella* and *D. carthusianorum* treatments as compared to *S. acre* species (Table 4). This phenomenon might be related to the development of a greater mass of roots and a higher degree of vegetation cover by this species. Decomposing *Sedum* roots residues probably are an important C source in growing media.

According to German recommendations (2008) particles smaller than 0.06 mm (silt and clay fractions), which cause high stickiness and plasticity, should not exceed 15% by weight. In our study, measurements of the grain-size composition demonstrated that the number of particles smaller than 0.06 mm in diameter in both substrates was within the recommended range (Table 4).

The pH value of the substrates used in our experiment was within the range proposed by FLL (2008) guidelines (pH 6.5–8.5). With an average 7.75 pH for the control substrate and a 7.69 pH for the Si-waste substrate, both substrates are appropriate for use as a buffer media for acid rainfalls. Vijayaraghavan and Joshi (2014) showed the potential to increase the pH of roof substrate to neutral/alkaline values. In third year of our experiment, the pH decreased slightly from 7.90 (after the first year of the study) to 7.69. Schrader and Böning (2006) and Thuring and Dunnitt (2014) found similar results.

On the one hand, a slight decrease in the alkaline soil reaction may be beneficial for the increased availability of some nutrients, which is at the pH in a range of 5.5–7.0 (Ampim et al., 2010). On the other hand, alkaline media significantly reduce the availability and phytotoxicity of some trace elements such as Pb, Cd and Ni (Kabata-Pendias, 2011). The contents of soluble salts in the substrates were comparable between treatments. Furthermore, these contents were very low during all growing seasons and did not exceed recommended values (FLL, 2015) for extensive roof systems (Table 5).

For optimal yielding, all plants must receive adequate amounts of each nutrient. If one or more nutrients are deficient in the soil, plant biomass is reduced even when there is an adequate amount of other elements. The substrate used in green roof technology should contain only minimal nutrients to avoid weed succession and generation of eutrophic runoff (Vijayaraghavan, 2016). According to FLL standards (2015), the content of soluble nutrients in extensive roof substrates needs to be as low as possible and should not exceed the recommended

Table 5

Mean content of macronutrients (mg dm⁻³ of substrate) in the growing media affected by time and plant species (a,b,c- means followed by different letter differ at $p < 0.05$).

Factor	pH _{H2O}	EC g dm ⁻³	N–NH ₄	N–NO ₃	P	K	Ca	Mg	S
Control	7.75 b	0.16	6.9 a	3.5 b	50	79	4097 b	168	26
Si-medium	7.69 a	0.14	9.3 b	1.8 a	57	100	2223 a	169	23
2013	7.90 c	0.17 b	3.3 a	1.5 a	25 a	43 a	3271 b	164 ab	37 b
2014	7.57 a	0.17 b	12.2 c	1.9 ab	72 b	150 c	2662 a	147 a	15 a
2015	7.69 b	0.11 a	9.5 b	4.1 b	64 b	79 b	3144 ab	194 b	20 a
HP	7.78 b	0.16	8.7 b	2.2	55	100	2633 a	155 a	24
SA	7.67 a	0.13	6.6 a	3.3	55	79	3559 b	193 b	26
DC	7.71 ab	0.16	9.6 b	2.0	52	93	2886 a	157 ab	23

Table 6Mean content of trace elements (mg kg⁻¹ of substrate) in growing media affected by time and plant species (a,b,c- means followed by different letter differ at p < 0.05).

Factor	B	Cu	Fe	Mn	Zn	Cd	Ni	Pb	Cr
Control	1.6 b	8.5 a	1079	4323 a	29 a	0.20 a	1.3 a	9 a	0.7 a
Si-medium	0.8 a	38 b	1112	4633 b	117 b	0.81 b	4.0 b	55 b	2.0 b
2013	1.6 c	7.1 a	886 a	119 a	57	0.39	1.9 a	32	0.8 a
2014	1.2 b	26 b	1098 b	4501 b	79	0.55	2.8 b	35	1.5 b
2015	0.7 a	44 c	1310 c	8883 c	102	0.70	3.7 c	38	2.2 c
HP	1.3 b	23	1086	204 a	84	0.59	2.9 b	35	1.4
SA	1.0 a	31	1127	6976 c	61	0.41	3.0 b	21	1.5
DC	1.1 a	23	1081	6323 b	93	0.64	2.6 a	50	1.5

Table 7Dry matter (%), biomass (g m⁻²) and macroelements content (% d.m.) in the plants depending on substrate, year and plant species (a,b,c- means followed by different letter differ at p < 0.05).

Factor	d.m.%	Biomass	N	P	K	Ca	Mg	S
<i>Hieracium pilosella</i>								
Control	19.7 a	5736	1.90	0.35	2.51	0.92	0.11 a	0.16
Si-medium	22.3 b	6536	1.80	0.35	2.40	0.98	0.13 b	0.16
2013	19.6 a	2095 a	2.29 b	0.26 a	3.29 b	1.08 b	0.13 b	0.19 b
2014	24.0 b	12862 b	1.68 a	0.40 b	1.93 a	1.13 b	0.14 b	0.18 bc
2015	19.9 a	3622 a	1.56 a	0.37 b	2.13 a	0.66 a	0.10 a	0.11 a
<i>Sedum acre</i>								
Control	14.1	7797	1.10	0.35 b	0.98 b	2.28	0.12	0.23
Si-medium	14.0	7386	1.08	0.28 a	0.85 a	2.24	0.13	0.21
2013	12.8 a	5838 a	1.45 b	0.29	1.11 b	3.03 c	0.16 c	0.34 c
2014	14.1 b	11523 b	0.92 a	0.30	0.86 a	2.58 b	0.14 b	0.21 b
2015	15.2 c	5326 a	0.89 a	0.35	0.76 a	1.17 a	0.09 a	0.12 a
<i>Dianthus carthusianorum</i>								
Control	33.1	2604	1.32	0.21	1.81	1.46	0.14	0.11
Si-medium	29.5	2804	1.46	0.22	2.04	1.51	0.15	0.11
2013	27.2 a	2611	2.05 b	0.31 b	2.38 b	2.08 b	0.19 b	0.18 b
2015	34.8 b	2825	0.75 a	0.11 a	1.50 a	0.90 a	0.10 a	0.03 a

levels (mg dm⁻³); N (NO₃-N + NH₄-N) ≤ 150, P ≤ 100, K ≤ 250, Mg ≤ 150. Both substrates used in our study were characterized by low amounts of available N, P and K and a high amount of Mg. After P and K fertilization in the second year of the study, the concentration of these elements in Si-waste substrate increased. We observed the variable effect of plants on the nutrient composition of the substrate. *S. acre* plants increased content of Ca and Mg in the growing medium, and *D. carthusianorum* caused the increases in NH₄-N concentration in the substrate.

Green roof substrates, especially those made of waste materials, might be a source of some toxic metals (Ampim et al., 2010; Solano et al., 2012). Our results showed significantly higher content of trace metal elements (except Fe) in the prepared Si-waste substrate compared to the control medium (Table 6). According to criteria for content of micronutrients detected by the Rinkis method in Poland, low content of B and high content of available Cu, Zn and Mn were measured in the Si-waste substrate. A very high Mn concentration in the Si-waste medium was caused by the high content of MnO in blast furnace slag and silica fume substrate amendments. Availability of Mn for plants is affected by soil pH and soil redox potential, and it decreases with increasing pH and oxidation potential (Barker and Pilbeam 2007). Consequently, Mn toxicity for plants generally does not occur in alkaline, well-drained growing media. Additionally, Kabata-Pendias (2011) indicated that Mn oxides have relatively high total surface and CEC values (150–320 cmol +/kg) and can bind metals (Cu, Zn, Pb, Cr, and As) in metal-polluted media. Because Mn oxides have a great impact on the immobilization of trace metals in soils, the risk of leaching pollutants is minimal.

In the second and the third year of the experiment, due to functioning of the substrate as the living ecosystem, the concentration of Cu, Fe, Mn, Ni and Cr was significantly higher than at the beginning of the study. This can indicate an increase of the solubility of metals in the growing media. The same trend was observed for Zn, Cd and Pb with no

significant differences between the years of the experiment. Metals phytotoxicity can inhibit plant growth, reduce the content of chlorophyll and damage the root system. Nutrient uptake also might be reduced due to the direct ion competition from trace metals (Kabata-Pendias, 2011; Wojcik et al., 2014). It should be noted that irrespective of the study year, heavy metal concentrations in the Si-waste medium did not exceed the national limits for agricultural and urban soils. These limits, with total metal concentration of mg kg⁻¹, are Cd – 4, Cu – 150, Pb – 100, Ni – 100 and Zn – 300 (Environment Minister's regulation, 2002).

The substrate in which *H. pilosella* was grown had higher B and Ni and very low Mn content compared to other tested plant taxa. *S. acre* plants induced the solubility of Mn and Ni. Plants might control biological activity and nutrient cycling in the substrate (Schrader and Böning, 2006). They can sequester, solubilize or immobilize some fractions of the metals that might be released from the substrate (Alsup et al., 2010; Solano et al., 2012). In a study by Vijayaraghavan and Joshi (2014), *Portulaca grandiflora* planted on green roof substrate acted as sink for various metals and showed the potential to generate better runoff.

3.2. Plant analysis

The *H. pilosella* grown in the Si-waste medium had significantly higher dry matter content (22.3%) compared to the control treatment (19.7%) (Table 7). The biomass of *H. pilosella* also was higher in the Si-waste medium, but the difference was not statistically significant. Plant biomass was greater in the second year of the study which could be connected to relatively regular rainfall during the growing season (Fig. 2). Nagase and Dunnett (2011) and Bates et al. (2015) demonstrated, however, that luxuriant vegetation is not always desirable and can be detrimental to plant survival, making plants more susceptible to

drought stress.

The plant nutrient status was similar in terms of macroelements, regardless of the substrate used. Only *S. acre* planted in the control substrate was characterized by a higher content of P and K compared to plants collected from the Si-waste substrate. Generally, regardless of the growing medium, the content of K in *S. acre* was very low, i.e., less than 1% d.m. (Table 7). Turnau et al. (2010) demonstrated that plants growing in industrial waste substrates generally had higher concentrations of heavy metals but lower concentrations of potassium than plants from natural sites.

H. pilosella grown in the Si-waste medium had slightly higher Mg content and significantly higher Cu and Mn content (9.4 mg kg⁻¹ and 31.2 mg kg⁻¹, respectively) in relation to the plants grown in the control substrate (7.4 mg kg⁻¹ and 21.9 mg kg⁻¹, respectively). *S. acre* planted in the Si-waste substrate had higher concentrations of Fe, Zn and Pb than that in the control treatment. Generally, *S. acre* and *D. carthusianorum* plants accumulated the highest contents of Cu, Fe, Mn, Zn, Ni, Pb and Cr in the first year of the experiment. In subsequent years, the concentration of these elements in plants decreased with the exception of *H. pilosella*, which had the highest content of Cu and Cr after three years (Table 8). It should be noted, however, that in relation to elevated metal concentrations in the Si-waste substrate, the amount of metals accumulated in the tissues of all tested taxa was relatively low, and in case of Mn, near to the critical deficiency level, which for most plants ranges from 15 to 25 mg kg⁻¹ d.m. (Barker and Pilbeam, 2007; Kabata-Pendias, 2011). Silicon can alleviate heavy metal availability and toxicity for plants by reducing active metal ions in growing media and decreasing metal uptake and root-to shoot translocation and chelation. This also might explain the high production of biomass in substrates based on silicon waste with average-high concentrations of heavy metals. The boron concentration in all species was lower than in the control treatment. A possible explanation for this phenomenon is the antagonistic effect of Si on the uptake of boron (Kabata-Pendias, 2011).

Metallicolous ecotypes of *D. carthusianorum* showed no significant differences in the content of trace elements between tested substrates. This species represents plants with a greater ability to resist, tolerate or succeed in toxic metalliferous habitats (Wójcik et al., 2015).

It has been found that, compared to the control substrate, a visual rating of plants grown in the Si-waste substrate was higher. The differences, however, were significant only for *Sedum*, which showed a greater plant cover in the Si-waste substrate than in the commercial growing medium (Table 9). This may be associated with an individual response of plants to silicon nutrition.

We noticed significantly increased visual results ratings in 2014 and

Table 9
Effect of substrates on the visual rating (0–5 scale) of plants measurement, 2013–2015(a, b- means followed by different letter differ at p < 0.05).

	<i>Hieracium pilosella</i>	<i>Sedum acre</i>	<i>Dianthus carthusianorum</i>
Control	3.67	3.42 a	3.08
Si-medium	4.00	3.92 b	3.50
2013	3.00 a	3.38	2.37 a
2014	4.25 b	3.63	3.63 b
2015	4.25 b	4.00	3.88 b

2015, with the exception of *S. acre* where only tendencies were observed. The *H. pilosella* and *D. carthusianorum* plant cover significantly increased throughout the experiment. *D. carthusianorum* cover was relatively low, however, suggesting that this species is less adaptable to the covering of a green roof. On the other hand, this plant produces a relatively huge amount of seeds, which makes it a good component of a mixed population, and provides fast ground cover, especially in the first year of growth.

In the habitats dominated by *H. pilosella*, typical field density often is in the range of 600–1200 rosettes per m⁻² and sometimes exceeds 3000 rosettes per m⁻² (Bishop and Davy, 1994). In our study, the plants had a basal rosette with clustered leaves and the stem apex underwent flowering at an early stage. The plants produced long stolons with a terminal daughter rosette and adventitious roots when the rosette flowered. The succulent *S. acre* showed little response to weather conditions during the experiment, which can confirm its usefulness for extensive green roof systems. Comparable to the observations of Gabrych et al. (2016), a decline in coverage was only the result of die-back after summer flowering.

Due to the increasing number of waste in the environment, future research should consider reusing these materials for substrates in green roof technology. Urban biodiversity is a significant matter, therefore we plan to carry out a study on suitability of other native plant species in this technology.

4. Conclusions

To get the maximum benefits for an urban environment, better management of green roofs require knowledge of the impact of plant species on substrate composition and vice versa as well as knowledge of the influence of substrate on plant growth and development. The use of local, low cost waste materials to prepare the roof substrate can be an alternative to the common use of expanded minerals and might decrease of waste volume in landfills. Furthermore, the introduction of

Table 8
Mean content of trace elements (mg kg⁻¹ d.m.) in the plants, depending on substrate, year and plant species (a,b,c- means followed by different letter differ at p < 0.05).

Factor	B	Cu	Fe	Mn	Zn	Cd	Ni	Pb	Cr
<i>Hieracium pilosella</i>									
Control	23.5 b	7.35 a	312	21.9 a	39.9	0.21	2.84	1.99	5.36
Si-medium	21.0 a	9.38 b	387	31.2 b	71.3	0.38	4.26	9.78	10.30
2013	26.0 b	7.41 a	258	24.2 a	53.4	0.45	3.67	4.17	2.97 a
2014	24.9 b	6.36a	417	30.8 b	80.8	0.36	4.02	14.0	2.24 a
2015	15.4 a	11.80 b	389	26.7 ab	39.4	0.12	3.28	1.16	19.4 b
<i>Sedum acre</i>									
Control	25.0 b	2.57	261 a	19.9	25.9 a	0.28	2.36	0.68 a	2.76
Si-medium	22.0 a	3.49	515 b	26.1	33.6 b	0.25	7.08	3.35 b	11.50
2013	25.9 b	5.83 b	804 b	40.6 c	40.2 b	0.26 a	11.8 b	2.64 b	18.9 b
2014	25.4 b	1.20 a	293 a	23.2 b	39.8 b	0.50 b	2.96 a	3.65 b	1.48 a
2015	18.5 a	2.25 a	121 a	6.6 a	10.8 a	0.04 a	0.38 a	0.33 a	2.87 a
<i>Dianthus carthusianorum</i>									
Control	25.7	5.83	201	13.4	49.0	0.20	4.96	0.94	7.24
Si-medium	21.1	5.00	307	17.0	92.9	0.52	3.51	6.50	5.83
2013	24.9	9.37 b	427 b	24.9 b	119 b	0.55	6.21 b	8.14	9.35 b
2015	21.3	1.29 a	95 a	6.0 a	30.0 a	0.21	2.05 a	0.10	3.53 a

native plant species could serve to help wild flora colonize roof surfaces in urban landscapes.

The results showed that modification of the composition of commonly used green roof substrate can significantly affect the growth and element concentration in plants. The Si-waste substrate met the FLL (2008) standards for green roof growing media and was as equally suitable as the commercial substrate. We suggest that Si-waste materials and other recycled ingredients can be recommended as components of extensive green roof substrates. In the tested substrates, we observed time related and plant-induced changes in some physical and chemical parameters. A tendency to decrease the bulk density and pH value, and an increase in the organic matter content in both tested substrates during a subsequent year of the study was noted. The lowest organic matter content was determined in growing media collected from *H. pilosella* and *D. carthusianorum* treatments compared to the *S. acre* species.

We conclude that our waste substrate created a favourable root environment for the examined species. The plants were characterized by a high production of biomass, easy propagation, rapid establishment, high density of ground cover (with exception of *D. carthusianorum*) and high decorativeness. The plant nutrient status of the tested taxa was similar in terms of macro-elements, regardless of the substrate used. It should be noted that in relation to elevated metal concentrations in the Si-waste substrate, the amount of metals accumulated in the tissues of all tested taxa was relatively low. We found higher visual rating of plants grown in the Si-waste substrate but only in *Sedum* were measurements significant.

Acknowledgements

This research was financially supported by the Ministry of Science and Higher Education of the Republic of Poland.

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data associated with this article can be found, in the online version, at <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.08.022>.

References

- Alsop, S., Ebbs, S., Retzlaff, W., 2010. The exchangeability and leachability of metals from select green roof growing substrates. *Urban Ecosyst.* 13, 91–111.
- Ampim, P.A.Y., Sloan, J.J., Cabrera, R.L., Harp, D.A., Jaber, F.H., 2010. Green roof growing substrates: types, ingredients, composition and properties. *J. Environ. Hortic.* 28 (4), 244–252.
- Barker, A.V., Pilbeam, J.D., 2007. *Handbook of Plant Nutrition*. Taylor & Francis Group, Boca Raton.
- Bates, A.J., Sadler, J.P., Greswell, R.B., Mackay, R., 2015. Effects of recycled aggregate growth substrate on green roof vegetation development: a six year experiment. *Landsc. Urban Plann.* 135, 22–31.
- Beattie, D.J., Berghage, R., 2004. Green roof media characteristics: the basic. In: Paper Presented at the Meeting of 2nd North American Green Roof Conference. Greening Rooftops for Sustainable Communities, Portland June 2004.
- Benvenuti, S., Bacci, D., 2010. Initial agronomic performances of Mediterranean xerophytes in simulated dry green roofs. *Urban Ecosyst.* 13, 349.
- Berthelsen, S., Noble, A.D., Kingston, G., Hurney, A., Rudd, A., Garside, A., 2013. Improving Yield and Ccs in Sugarcane Through the Application of Silicon Based Amendments. Final Report SRDC Project CLW009. Sugar Research Australia Ltd. <http://elibrary.sugarresearch.com.au>.
- Bishop, G.F., Davy, A.J., 1994. Hieracium pilosella L. (*Pilosella officinarum* F.Schultz & schultz-Bip.). *J. Ecol.* 82, 195–210.
- Blanusa, T., Madalena, M., Monteiro, V., Fantozzi, F., Vysini, E., Li, Y., Cameron, R.W.F., 2013. Alternatives to Sedum on greenroofs: can broad leaf perennial plants offer better 'cooling service'? *Build. Environ.* 59, 99–106.
- Carson, T., Hakimdavar, R., Sjoblom, K., Culligan, P., 2012. Viability of recycled and waste materials as green roof substrates. *GeoCongress* 3644–3653.
- Crooks, R., Prentice, P., 2011. The benefits of silicon fertiliser for sustainably increasing crop productivity. In: The 5th International Conference on Silicon in Agriculture: Silicon Management for High Crop Productivity and Quality and Environmental Health. Beijing, China.
- Cwener, A., Sudnik-Wójcikowska, B., 2012. *Rośliny Xerotermiczne [Xerothermic Plants]*. Multico, Warszawa.
- Dunnnett, N., Nagase, A., Hallam, A., 2008. The dynamics of planted and colonising species on a green roof over six growing seasons 2001–2006: influence of substrate depth. *Urban Ecosyst.* 11, 373–384.
- Environment Minister's regulation, 2002. *Standardy Jakości Gleby [Soil Quality Standards]*. (Dz.U. Nr 165, poz.1359).
- FLL, 2008. *Guidelines for the Planning, Execution and Upkeep of Green-roof Sites*. Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau, Bonn.
- FLL, 2015. *Wytyczne Do Projektowania, Wykonywania I Pielęgnacji Dachów Zielonych [Guidelines for the Planning, Construction and Maintenance of Green Roofing]*. DAFA, Poland.
- Farrell, C., Mitchell, R.E., Szota, C., Rayner, J.P., Williams, N.S.G., 2012. Green roofs for hot and dry climates: interacting effects of plant water use: succulence and substrate. *Ecol. Eng.* 49, 270–276.
- Gabrych, M., Kotze, D.J., Lehvavitra, S., 2016. Substrate depth and roof age strongly affect plant abundances on sedum-moss and meadow green roofs in Helsinki, Finland. *Ecol. Eng.* 86, 95–104.
- Getter, K.L., Rowe, D.B., 2006. The role of extensive green roofs in sustainable development. *Hortic. Sci.* 41 (5), 1276–1285.
- Guntzer, F., Keller, C., Meunier, J.P., 2012. Benefits of plant silicon for crops: a review. *Agronomy for Sustainable Development*. Springer Verlag/EDP Sciences/INRA 32 (1), 201–213.
- Köhler, M., Poll, P.H., 2010. Long-term performance of selected old Berlin greenroofs in comparison to younger extensive green roofs in Berlin. *Ecol. Eng.* 36, 722–729.
- Kabata-Pendias, A., 2011. *Trace Elements in Soils and Plants*. Taylor and Francis, London.
- Kotsiris, G., Nektarios, P.A., Paraskevopoulou, A.T., 2012. Lavandula angustifolia growth and physiology is affected by substrate type and depth when grown under Mediterranean semi-intensive green roof conditions. *Hortic. Sci.* 47 (2), 311–317.
- Krawczyk, A., Domagała-Swiątkiewicz, I., Lis-Krzyżściń, A., Daraż, G., 2017. Waste silica as a valuable component of extensive green roof substrates. *Polish J. Environ. Stud.* 2 (26).
- Madre, F., Vergnes, A., Machon, N., Clergeau, F., 2014. Green roofs as habitats for wild plant species in urban landscapes: first insights from a large-scale sampling. *Landsc. Urban Plann.* 122, 100–107.
- Matuszkiewicz, W., 2005. *Przewodnik Do Oznaczania Zbiorowisk Roślinnych Polski [A Guide to the Plant Communities of Poland]*. PWN, Warszawa.
- Molineux, C., Fentiman, C., Gange, A., 2009. Characterizing alternative recycled waste materials for use as green roof growing media in the U.K. *Ecol. Eng.* 35, 1507–1513.
- Monterusso, M.A., Rowe, D.B., Rug h, C.L., 2005. Establishment and persistence of Sedum spp. and native taxa for green roof applications. *Hortic. Sci.* 40 (2), 391–396.
- Nagase, A., Dunnnett, N., 2011. The relationship between percentage of organic matter in substrate and plant growth in extensive green roofs. *Landsc. Urban Plann.* 103, 230–236.
- Nektarios, P.A., Amountzias, I., Kokkinou, I., Ntoulas, N., 2011. Green roof substrate type and depth affect the growth of the native species Dianthus fruticosus under reduced irrigation regimens? *HortScience* 46 (8), 1208–1216.
- Nektarios, P.A., Kokkinou, I., Bali, E.M., Amountzias, I., 2015. Drought stress response of Sedum sediforme grown in extensive green roof systems with different substrate types and depths. *Sci. Hort.* 181, 52–61.
- Nektarios, P.A., Nydrioti, E., Kapsali, T., Ntoulas, N., 2016a. Crithmum maritimum growth in extensive green roof systems with different substrate type, depth and irrigation regime. *Acta Hort.* 1108, 303–308.
- Nektarios, P.A., Nydrioti, E., Kapsali, T., Ntoulas, N., 2016b. Substrate type: depth and irrigation regime effects on Ebenus cretica growth in extensive green roof. *Acta Hort.* 1108, 297–302.
- Ntoulas, N., Nektarios, P.A., Charalambous, E., Psaroulis, A., 2013. Zoysia matrella cover rate and drought tolerance in adaptive extensive green roof systems. *Urban Forest. Urban Greening* 12, 522–531.
- Oberndorfer, E., Lundholm, J., Bass, B., Coffman, R., Doshi, H., Dunnnett, N., Rowe, B., 2007. Green roofs as urban ecosystems: ecological structures, functions and services. *BioScience* 57 (823), 825–826.
- Ondoño, S., Martínez-Sánchez, J.J., Moreno, J.L., 2015. The inorganic component of green roof substrates impacts the growth of Mediterranean plant species as well as the C and N sequestration potential. *Ecol. Indic.* <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.10.025>.
- Ostrowska, A., Gawliński, S., Szczubiałka, Z., 1991. *Metody Analizy I Oceny właściwości Gleb I Roślin [Soil and Plant Analysis Procedures]*. Wyd. Instytutu Ochrony Środowiska, Warsaw.
- PN-EN ISO 11732:2005 (U), 2005. *Jakość Wody. Oznaczanie Azotu Amonowego Metodą Analizy Przepływowej (CFA I FIA) Z Detekcją Spektrometryczną [Water Quality. Determination of Ammonium Nitrogen. Method Involving Flow Analysis (CFA and FIA) and Spectrometric Detection]*.
- PN-EN ISO 13395:2001, 2001. *Jakość Wody. Oznaczanie Azotu Azotynowego I Azotanowego Oraz Ich Sumy Metodą Analizy Przepływowej (CFA I FIA) Z Detekcją Spektrometryczną [Water Quality. Determination of Nitrite Nitrogen and Nitrate and the Sum of Both by Flow Analysis (CFA and FIA) and Spectrometric Detection]*.
- Rowe, D.B., Getter, K.L., Durhman, A.K., 2012. Effect of green roof media depth on Crassulacean plant succession over seven years. *Landsc. Urban Plann.* 104, 310–319.
- Schrader, S., Böning, M., 2006. Soil formation on green roofs and its contribution to urban biodiversity with emphasis on Collembolans. *Pedobiologia* 50, 347–356.
- Schweitzer, O., Errell, E., 2014. Evaluation of the energy performance and irrigation requirements of extensive green roofs in a water-scarce Mediterranean climate. *Energy Build.* 68, 25–32.
- Solano, L., Ristvey, A.G., Lea-cox, J.D., Cohan, S.M., 2012. Sequestering zinc from recycled crumb rubber in extensive green roof media. *Ecol. Eng.* 47, 284–290.
- Sutton, R.K., 2008. Media modifications for native plant assemblages on green roofs. In: Paper Presented at the Sixth Annual Greening Rooftops for Sustainable Communities Conference. Baltimore. pp. 1–12.

- Thuring, C.E., Dunnett, N., 2014. Vegetation composition of old extensive green roofs (from 1980 Germany). *Ecological Processes* 3, 4–11.
- Thuring, C.E., Berghage, R.D., Beattie, D.J., 2010. Green roof plant responses to different substrate types and depths under various drought conditions. *HortTechnology* 20 (2), 395–401.
- Turnau, K., Ostachowicz, B., Wojtczak, G., Anielska, T., Sobczyk, L., 2010. Metal uptake by xerothermic plants introduced into Zn-Pb industrial wastes. *Plant Soil* 337, 299–311.
- Van Mechelen, C., Dutoit, T., Kattge, J., Hermy, M., 2014. Plant trait analysis delivers an extensive list of potential green roof species for Mediterranean France. *Ecol. Eng.* 67, 48–59.
- Vijayaraghavan, K., Joshi, U.M., 2014. Can green roof act as a sink for contaminants?: A methodological study to evaluate runoff quality from green roofs. *Environ. Pollut.* 194, 121–129.
- Vijayaraghavan, K., 2016. Green roofs: a critical review on the role of components, benefits: limitations and trends. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 57, 740–752.
- Wójcik, M., Dresler, S., Plak, A., Tukiendorf, A., 2015. Naturally evolved enhanced Cd tolerance of *Dianthus carthusianorum* L. is not related to accumulation of thiol peptides and organic acids. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22 (10), 7906–7917.

Article

Time-Dependent Changes in the Physico-Chemical Parameters and Growth Responses of *Sedum acre* (L.) to Waste-Based Growing Substrates in Simulation Extensive Green Roof Experiment

Anna Krawczyk, Iwona Domagała-Świątkiewicz *  and Agnieszka Lis-Krzyściń

Department of Plant Biology and Biotechnology, Faculty of Biotechnology and Horticulture, University of Agriculture in Krakow, al. 29-listopada 54, 31-425 Krakow, Poland; anna_krawczyk@onet.pl (A.K.); agnieszka.lis-krzyscin@urk.edu.pl (A.L.-K.)

* Correspondence: iwona.domagala-swiatkiewicz@urk.edu.pl



Citation: Krawczyk, A.; Domagała-Świątkiewicz, I.; Lis-Krzyściń, A. Time-Dependent Changes in the Physico-Chemical Parameters and Growth Responses of *Sedum acre* (L.) to Waste-Based Growing Substrates in Simulation Extensive Green Roof Experiment. *Agronomy* **2021**, *11*, 298. <https://doi.org/10.3390/agronomy11020298>

Academic Editor:

Céline Vaneeckhaute

Received: 18 December 2020

Accepted: 2 February 2021

Published: 7 February 2021

Publisher's Note: MDPI stays neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.



Copyright: © 2021 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

Abstract: Over the last decade, an increase in the use of locally available, recycled, and waste materials as growing media components have occurred in various regions of the world in extensive green roof technology. For eco-concept reasons, such a strategy appears to be appropriate, but can be problematic due to difficulties in obtaining proper parameters of growing substrate. The growing media should be properly engineered in order to enable the proper functioning of green roofs and provide suitable environment for ideal root growth. The aim of the study was to assess the utility of locally occurring waste materials for growing media composition and estimate plant- and time-dependent changes in the physico-chemical parameters of waste-based substrates in a simulated extensive green roof system during a two-year *Sedum acre* L. cultivation. Five different substrate compositions were prepared using silica waste, crushed brick, Ca- and Zn-aggregates, melaphyre, tuff, sand, muck soil, urban compost, spent mushroom, and coconut fibres. Optimal water capacity, particle-size distribution, pH and salts concentration were found in all substrates. A higher concentration of macronutrients (N, P, K, Mg) and trace elements (B, Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Ni, Pb, and Cr) was found in waste-based substrates than in the commercial medium. In comparison to the parameters determined before establish the experiment, bulk density of tested growing media decreased, except for the substrates where the source of organic matter was the rapidly mineralising spent mushroom. The organic matter content in substrates after the two-year vegetation increased in relation to the ready-made substrate, with the exception of the composition with spent mushroom. After two years of the experiment, all available macronutrients and trace elements (with the exception of mineral N, K, SO₄-S, and B) concentration were higher than in 2014, while pH, salt concentration was lower. In general, plants grown in waste substrates had lower dry matter content and higher biomass. A significantly higher biomass of *S. acre* L. was found in the first year of the experiment. In the second year of the research, the plants grown in the commercial medium, the substrate with silica waste, and the substrate with spent mushroom produced higher biomass than in the first year. No symptoms of abnormal growth were observed, despite the higher trace element concentrations in plants collected from waste-based substrate. Waste-based growing media can be considered as a valuable root environment for *S. acre* L. in an extensive green roof system.

Keywords: silica waste; spent mushroom; urban compost; bulk density; nutrient elements; trace elements

1. Introduction

In the foreseeable future, installing green roofs in sustainable urban infrastructures will be the key tasks of any local government. Benefits that green roofs provide are well documented in literature: creation of new green spaces and vegetation in density urban

areas, minimisation of storm water loss, reduction of urban heat island, and improvement of the quality of indoor environment [1–5]. Green roofs also enable habitat creation, which supports biodiversity [6–8]. Green roofs, especially the extensive, are sustainable, energy-efficient, and eco-friendly structures toward low or zero carbon building standards [9]. In his review paper, Vijayaraghaven [10] indicated that in the near future one can expect green roof technology to be spread around the world. The success of a green roof project depends on several key factors, including the proper arrangement of plant growing medium (substrate). The right formula ensures survival of plants and stability of their population over time [10–12]. The ideal extensive green roof substrate based on mineral materials includes light, well-drained ingredients characterised by adequate water and nutrient holding capacity, buffering capacity (so that macro- and microelements form are available for plants), and resilience to degradation [10,13,14]. With the growing interest in green roofs, a wide variety of substances are being considered as potential growing substrates [7,15]. Due to the low bulk density, porous structure and, ion-exchange properties, the use of heat expanded aggregates is very high for the commercial production of roof substrates. Common types of such materials are the following: expanded clay, high furnace slag, slag made of burned coal, and expanded perlite [16,17]. The above-mentioned materials are similar to volcanic tuff, natural rock mineral formed by consolidation of volcanic ash, pumice, and scoria [18,19]. Tuff can be found in Poland in Filipowice, from which the samples to the experiment were taken, and in other areas around Krzeszowice. The tuff has a pink colour with brighter spots; it is strongly porous, with randomly arranged biotite crystals. According to Grela et al. [20], tuffs as natural sorbents can be used in the process of removing heavy metals from water, ammonia from municipal sewage, or cesium and strontium from water coming from nuclear power plants. Tuffs are widely used in the field of environmental protection.

The selection criteria commonly used in Europe, which describes physical and chemical properties of individual components as well as the ready-made substrates, was published by the German Landscape Research, Development, and Construction Society [21]. The extensive growing media should be light (1 cm of substrate—10 kg m⁻²), permeable, and, at the same time, should have a high sorption capacity, i.e., $\geq 35\% \leq 65\%$, to store water, nutrients and buffering capacity (so that macro- and microelements form are available for plants) [10,16,21]. The creation of a green roof system requires a considerable amount of effort over a long period in time. Although some procedures (such as feeding with nutrient or replacing substrate that has eroded) [21] may be employed in order to improve the qualities of a green roof, a complete change in growing medium during vegetation is not possible. Therefore, the substrate has to be as subsidence and resistance to erosion as possible [18,22].

On the market, there are many ready-made growing media consisting of about 90–95% of mineral fraction (expanded clay, expanded shale, and mineral aggregates) and up to 10% of organic matter [15]. These materials are often manufactured overseas and are not locally available [23,24]. Due to the increasing environmental awareness and economic reasons (reduced haulage and transportation costs), more and more research works is concerned with the green roof substrates based on locally available waste materials [15,25–27]. The immense potential of waste components as green roof substrate ingredients was shown in many studies. Molineux et al. [23,28] used crushed red brick, clay pellets, paper ash (from recycled newspapers), and carbonated limestone blended with organics (conifer-bark compost and medium clay soil). The results showed that the substrates based on recycled and locally available materials perform as well as commonly used growing media. Recycled-tire crumb rubber as a light-weight component for amending green roof substrate was examined by Solano et al. [29]. Despite the release of zinc (Zn) from this material, recycled-tire crumb rubber can be used as a valuable ingredient if it is combined with other medium (e.g., rooflite[®], Skyland USA, Landenberg, PA, USA). The media characterised by high cation exchange capacities can mitigate the Zn from crumb rubber and allow the reutilisation of this waste material. Carson et al. [30] examined waste drywall, concrete,

roof shingles, glass, and lumber cutting. Concrete aggregates proved to cause admittedly more structural loading than commercial substrates. This material as well as lumber cutting may significantly alter the pH of runoff above acceptable limits. The recycled construction waste materials mixed with inert loam and compost provided good drainage, relatively stable structure, and proper growth conditions for grass and sedum in laboratory study conducted by Mickovski et al. [25]. Young et al. [7] assessed the importance of green waste compost and conifer bark, crushed waste red brick and water absorbent (hydrogel) additive during *Lolium perenne* cultivation. Green waste compost, due to the higher content of nutrients available to plants than in bark, caused a significant increase in plant biomass. Bates et al. [26] used crushed brick, crushed demolition aggregate, solid municipal waste incinerator bottom ash aggregate, and two different mixes of them during a six year experiment in a wildflower mix cultivation. Plant biomass was similar for all treatments, but high addition of crushed brick in substrate supported richer assemblages, making them suitable for more species and a smaller amount of sedum. Grard et al. [31] used local organic waste as a component of the growing substrate: green waste compost from urban public parks and green spaces, crushed wood from public spaces and coffee ground with *Pleurotus ostreatus* mycelium from a farm producing mushrooms. It was found that using locally available waste materials can provide high levels of crop production with limited inputs [31]. Similar conclusions were made by Eksi et al. [27] in the study in which the potential of recycled materials (crushed concrete, crushed bricks, sawdust, and municipal waste compost) and locally available materials in Istanbul (lava rock, pumice, zeolite, perlite and, sheep manure) as green roof substrates was evaluated. Asaf et al. [19] indicated coco-peat and cheap, local volcanic tuff as a promising alternative for green roof substrate composition. However, organic components, such as coco-peat, were demonstrated to improve, by 5.2 times, their initial weight in the highest water content [14]. Similar results were obtained by Xue and Farrell, [32] who evaluated the effects of locally available organic waste materials (coarse coir, fine coir, composted green waste, almond hull, and pistachio shell) on the physical and chemical properties of a scoria-based substrate.

A two-year study of the suitability of waste materials from local sources as roof growing media amendments during *Sedum acre* L. cultivation was carried out. Considering that the composition of the growing substrate for the extensive green roof technology should depend on locally available materials, preferably recycled, five substrate formulas were arranged for intended plant selection and the climate of the tested region. The following components were used: silica waste, crushed brick, Ca- and Zn-aggregates, porphyry, tuff, sand, muck soil, urban compost, spent mushroom substrate, and coconut fibres. The research was carried out in three steps: (i) green roof substrate formula development, (ii) substrate evaluation, and (iii) pilot-scale experiment. A detailed specification of substrates was prepared after blending the components and before the installation process. Time-dependent changes in physical and chemical properties of growing media and *S. acre* growth were examined during and after a two-year extensive green roof experiment.

2. Materials and Methods

2.1. Material and Experimental Design

The two-year experiment was carried out at the Experimental Station of the University of Agriculture in Krakow (50°5'3.1365" N, 19°57'1.4373" E) in Southern Poland. The pilot-scale roof system was constructed in 1.2 m × 0.8 m containers placed on a platform 40 cm above the ground; it was designed as a full-scale extensive green roof. Containers were filled in sequence with a commercial green roof drainage layer on the bottom, a geotextile filter layer on top of it, and 10 cm of substrate on the top. The five growing substrates were made up of locally available waste materials; their composition is shown in Table 1. The Optigreen E-type® (Optigrün International AG, Krauchenwies-Göggingen, Germany), which is a commercially available growing media for extensive green roofs, was used as a control substrate.

Table 1. Composition of prepared green roof substrates.

Component	%				
	II-Si	III-CaSM	IV-TSM	V-TUF	VI-MEL
Sand	20	10	10	10	10
Crushed brick 2–10 mm	20	30	20	20	20
Silica fume	5	5	5	5	5
Silica waste	20	-	-	-	-
Ca-aggregate 2–8 mm	-	15	-	-	-
Zn-aggregate 2–10 mm	-	5	5	-	-
Melaphyre 2–10 mm	-	-	10	5	20
Tuff 2–10 mm	-	-	15	20	5
Muck soil	20	5	-	25	25
Urban compost	15	15	15	15	15
Spent mushroom	-	10	15	-	-
Coconut fibres	-	5	5	-	-

All green roof substrate components used for the experiment were taken from the local area. The ‘silica (Si) waste’ was blast furnace slag stored for several years in landfill, and silica fume was generated by electric arc furnaces as a by-product of ferrosilicon alloys from steel mill in Łaziska. It was hypothesised that Si could alleviate heavy metal toxicity in plant; hence, 5% silica fume additive was included in each formula of the growing media. Silicon can reduce active heavy metal ions in substrate, plant metal uptake, and root to shoot translocation [33–36]. The Ca-aggregate was taken from the Czatkowice Limestone Mine in Krzeszowice, and Zn-aggregate (mining waste rock fragments as well as flotation residues)—from the Boleslaw Mine and Metallurgical Plant in Bukowno near Olkusz. The Zn-Pb ores from this area contain an average of 4–6% Zn, 1–3% Pb, and 5–8% Fe. The gangue minerals are largely composed of dolomite and calcite; in total, they constitute about 70% of the mining output [37]. Permian volcanic rocks were taken from inactive quarries in the vicinity of Krzeszowice: brown melaphyre from Regulice and tuffs from Filipowice. Igneous rocks represented soft rock materials with porphyritic textures. Filipowice tuffs are described as anomalous potassium contents, and brown melaphyres are characterised by elevated concentrations of Cr and Ni [38]. Muck soil was removed from the organic horizons of mucky peat during drainage or structure excavation, and spent mushroom was a typical by-product of mushroom production. Urban compost was obtained from the Barycz Composting Plant. The coconut coir was obtained as agricultural waste from greenhouse vegetable production. Fibres exhibit resilience to degradation of lignin and cellulose and are rich in potassium and the following micronutrients: Fe, Mn, Zn, and Cu.

The percentage share of each constituent in growing media and physico-chemical characteristics of the waste components utilised in the study are presented in Tables 1–3. In Tables 4 and 5, properties of five prepared green roof substrates used in the two-year experiment with *S. acre* are shown. Before the mixing of the components, the coarse mineral fractions were mechanically crushed to obtain particles smaller than 10 mm; later, they were rinsed with water. The substrate compositions were prepared in order to meet the FLL standards [21].

Table 2. Properties of mineral components used in the experiment.

Parameter	Unit	Si-Waste	Crushed Brick	Tuff	Melaphyre	Ca Aggregates	Zn Waste Aggregates
pH	in H ₂ O	7.86	10.1	8.19	8.87	10.8	7.98
EC	mS cm ⁻¹	0.16	0.88	0.36	0.87	0.92	0.73
Bulk density	g cm ⁻³	1.5	0.77	1.2	1.2	1.5	1.3
Water capacity	% wv	33	46	16	13	4	14
		67					1
		8					15
		3					32
		1	2–8 mm				13
		8		2–10 mm		2–8 mm	24
	Fractions (mm)						
		13					15

Table 3. Physical and chemical properties of green roof substrate components.

Parameter/Element	Unit	Si-Waste	Silica Fume	Sand	Muck Soil	Compost	Spent Mushroom	Coconut Fibres	Tuff	Melaphyre	Zn Waste Aggregates
pH	H ₂ O	7.86	7.56	6.91	4.72	7.69	6.80	4.76	8.19	8.87	7.98
EC	mS cm ⁻¹	0.16	0.19	0.56	0.27	3.7	4.0	1.7	0.36	0.87	0.73
Bulk density	g cm ⁻³	1.5	0.07	1.5	0.24	0.34	0.13	0.10	1.2	1.2	1.3
Water capacity	%wv	33	3.3	35	71	60	62	56	16	13	14
Organic matter	%	0.5	0.0	0.7	64	26	45	87	-	-	-
P		4.4	114	0.63	0.27	397	315	40	458 *	1511	0
K	g dm ⁻³	123	107	20	13	376	1649	1614	184	312	24
Ca	g dm ⁻³	4616	1240	322	953	2571	4230	43	34,829	16,370	103,986
Mg	g dm ⁻³ *	218	248	17	97	430	363	71	3005	2132	7932
SO ₄ -S		42	46	23	209	317	2267	5.2	21	39	191

Table 3. Cont.

Element	Unit	Si-Waste	Silica Fume	Sand	Muck Soil	Compost	Spent Mushroom	Coconut Fibres	Tuff	Melaphyre	Zn Waste Aggregates
B		4.4	1.9	0.23	6.1	17	23	8.9	0.81	0.73	1.00
Cu		89	47	7.8	5.8	10	18	16	2.7	6.5	trace
Fe		2691	1406	1012	2520	4561	3672	132	236	490	2026
Mn	$10^{-1} \frac{g}{m^3}$	2603	1246	169	178	219	452	112	113	221	379
Zn	$10^{-2} \frac{g}{m^3}$	517	118	8.0	31	227	121	99	17	4.0	297
As	$10^{-3} \frac{g}{m^3}$	3.5	11	1.0	4.3	1.2	trace	trace	1.9	4.9	0.4
Cd		2.1	20	trace	1.3	0.76	0.13	0.02	trace	trace	4.8
Cr		11	8.7	2.5	0.42	9.8	3.2	0.10	15	11.5	trace
Ni		13	3.2	1.4	15	3.2	2.2	0.01	0.8	3.5	trace
Pb		128	104	4.4	24	17	3.5	1.0	1.8	trace	69.9

*—concentration of soluble forms in 0.03 mol dm⁻³ CH₃COOH; **—concentration of soluble forms in 1 mol dm⁻³ HCl.

Table 4. Physical and chemical properties of the green roof substrates.

Substrate	BD g cm ⁻³	WC % wv	Mass kg m ⁻²	OM %	% Fractions (mm)						
					5	3	2	1	0.3	0.06	<0.06
I-Contr. *	1.0 d	46 bc	63 d	8 c	34.4 a	9.1 ab	10.9 ab	14.6 d	24.1 b	6.9 ab	0.1 a
II-SI	0.88 c	51 d	53 c	8 c	31.6 a	9.7 abc	13.6 c	5.8 a	28.9 b	9.1 bc	1.3 c
III-CaSM	0.78 b	47 d	46 b	14 d	52.0 b	12.3 c	9.6 a	6.3 ab	12.5 a	6.6 a	0.7 a
IV-TSM	0.69 a	51 d	41 a	18 e	48.2 b	11.7 bc	12.2 bc	5.8 a	15.6 a	6.1 a	0.5 ab
V-TUF	1.4 e	38 a	82 e	5 b	30.9 a	8.5 a	9.2 a	7.5 b	35.7 c	7.9 abc	0.3 ab
VI-MEL	1.3 e	42 ab	79 e	4 a	31.0 a	8.0 a	12.0 bc	12.0 c	26.0 b	10.0 c	1.0 bc

*—Optigreen E-commercial substrate; BD—bulk density; WC—water capacity; OM—organic matter. Means followed by different letters in columns differ at $p < 0.05$, compositions of substrates—see Table 1.

Table 5. Soil reaction (pH_{H2O}), salts concentration (EC—mS cm⁻¹), macronutrients (mg dm⁻³), and trace elements (mg kg⁻¹) contents in substrates estimated before planting.

Substrate	pH	EC	NH ₄ -N	NO ₃ -N	P	K	Ca	Mg	SO ₄ -S	Na
I-control	7.84 e	0.4 a	8.2 e	24 a	40 a	260 b	4062 c	125 a	188 c	86 b
II-Si	7.13 a	1.8 c	3.1 bc	21 a	125 d	167 a	3030 a	245 bc	61 b	18 a
III-CaSM	7.48 c	1.6 bc	1.4 ab	28 a	105 c	608 c	4925 d	254 c	352 e	83 b
IV-TSM	7.31 b	1.7 c	4.3 cd	187 c	276 e	1499 e	3256 ab	362 e	577 f	192 d
V-TUF	7.69 d	1.6 bc	6.0 d	116 b	119 d	891 d	4159 c	294 d	282 d	109 c
VI-MEL	7.70 d	1.0 abc	1.0 a	9 a	57 b	179 a	3595 b	229 b	30 a	13 a
Substrate	B	Cu	Fe	Mn	Zn	Cd	Ni	Pb	Cr	Sr
I-control	0.7 b	9 a	747 a	81 a	25 a	0.25 a	1.6 a	9 a	0.9 a	30 c
II-Si	0.9 d	38 cd	1031 b	2434 e	124 c	1.7 c	4.2 c	43 b	5.7 d	43 e
III-CaSM	0.8 c	44 d	1465 c	362 b	326 d	4.8 d	2.6 b	208 c	2.1 b	34 d
IV-TSM	2.5 f	36 cd	876 ab	381 b	311 d	1.1 b	2.5 a	42 b	1.8 b	32 d
V-TUF	1.3 e	30 bc	973 b	793 d	88 b	1.4 bc	2.8 b	28 ab	3.4 c	26 b
VI-MEL	0.4 a	26 b	903 ab	695 c	81 b	1.2 bc	2.5 b	25 ab	3.5 c	23 a

a–f—means followed by different letters in columns differ at $p < 0.05$; compositions of growing substrates—see Table 1.

2.2. Growing Media Analyses

The physico-chemical properties of substrates were determined 3 times: after the mixing of the components and after the first and second growing seasons. Granulometric distribution was analysed by the usage of sieves of the following sizes: 5, 3, 2, 1, 0.3, and 0.06 mm [21]. Bulk density (BD) and water capacity (WC) were measured using Kopecky's cylinders (250 cm³ in volume). Soil cores samples were weighed, wetted (in order to cause capillary action), and dried at 105 °C. The content of the available forms of macroelements was determined by extraction with 0.03 mol dm⁻³ CH₃COOH solution [39]. The concentration of mineral nitrogen (NH₄-N, NO₃-N) was detected using the Flow Injection Analysis technique [40,41]. The Rinkis method with extraction of 1 mol dm⁻³ HCl [39] was used to determine the content of soluble micronutrients, and trace elements. The method, by the usage of which plant-available forms of elements, exchangeable, and weakly adsorbed fractions of ions are removed, is used as first level of estimation of critical levels of microelements in soils in Poland. After the extraction, the content of nutrients and trace elements was determined using Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry (ICP-OES, Prodigy Teledyne Leeman Labs. Mason, OH, USA). Soil reaction (pH) and total concentration of salt (EC) were estimated in a 1:2 soil-water (by volume) solution. The organic matter content was estimated by loss on ignition method (in 550 °C) [39].

3. Plant Material and Analysis

Sedum acre L. plants obtained from natural xerothermic grasslands in Lesser Poland Upland were used as phytomether species. The randomised complete block design had four replications, each consisting of 24 mat-like 5 cm stands of *S. acre*. Plants were planted on 10 June 2014 and were grown until 17 July 2015. According to the FLL [21] and Monterusso et al. [6] recommendations, plants were watered manually with the same amount of water only during long dry periods (meaning ≥ 7 days without rainfall).

The above-ground parts of the plants were harvested in full vegetation, i.e., on 7 July 2014 and 17 July 2015. The biomass was measured immediately after cutting. Dry matter

content was determined after the plants were dried in a laboratory oven with forced air circulation at $105\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 5\text{ }^{\circ}\text{C}$ to constant weight.

4. Weather Data

Precipitation and air temperature data were obtained from the Meteorological Station of the University of Agriculture in Krakow ($50^{\circ}4'48.5446''\text{ N}$, $19^{\circ}50'56.9347''\text{ E}$).

Figure 1 presents the total monthly precipitation and average monthly temperature during the vegetation period. In the Krakow area, the average annual rainfall is usually 650–700 mm. The average rainfall in the 2014 growing season was higher than in 2015. In 2014, no rainfall was recorded in the following periods: 3–10 June, 16–23 July, 1–15 October; in 2015: 15 April–6 May, 27 May–15 June, 28 June–8 July, 29 July–5 September, 17–25 September, 6–14 October and 27 October–12 November. Significant differences in temperature were found in September—higher in 2015 than in 2014.

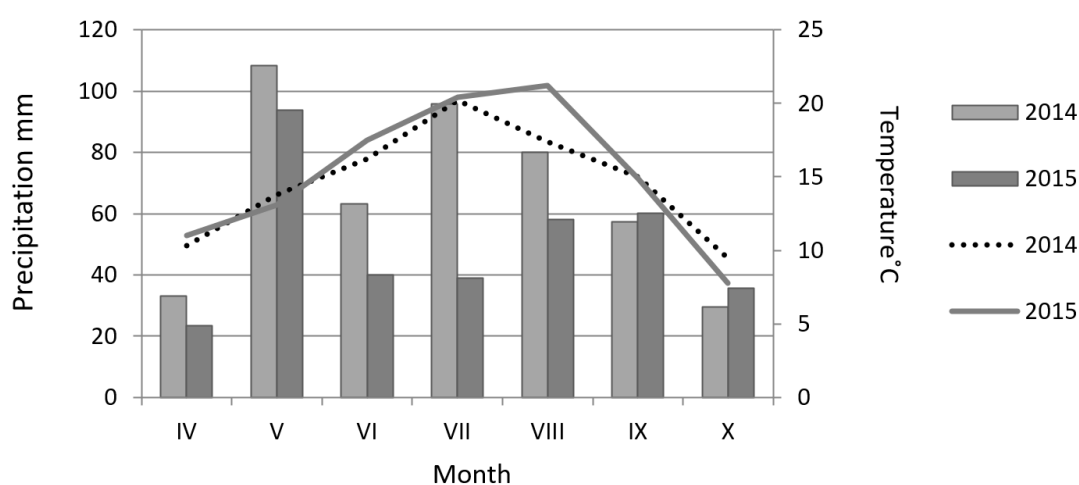


Figure 1. Mean monthly precipitation (mm, chart bars) and temperatures ($^{\circ}\text{C}$, chart line) during the vegetation period.

5. Statistical Analyses

All substrate and plant material analyses were carried out in four replicates. Results were statistically verified using the ANOVA module of STATISTICA 13.1. (Dell Inc. Tulsa, OK, USA, StatSoft Polska, Kraków, Poland). A two-way analysis of variance (ANOVA) was used to determine the main effects of the study, and the Tukey's HSD test was used to determine the significance between means. Tests were considered significant at a probability level below 0.05 ($p < 0.05$). The main effects are presented in the Tables, while interactions between experimental factors (year x substrate type) are presented in the Figures.

6. Results and Discussion

6.1. Component Analysis

All used mineral materials were characterised by neutral to alkaline reaction (pH 6.91–8.87), while organic components—acid to alkaline pH, which ranged from 4.72 for muck soil to 7.69 for compost (Tables 2 and 3). Only the spent mushroom, because of its high nutrient content, had a relatively high salt concentration (EC) (4 mS cm^{-1}). Si-waste material, spent mushroom, tuff, melaphyre, and zinc (Zn) waste aggregates contained high amounts of soluble forms of calcium (Ca). Compost was distinguished by a high content of phosphorus and magnesium available to plants, while spent mushroom—a high concentration of potassium (K) and sulphur ($\text{SO}_4\text{-S}$). Elevated concentrations of copper (Cu), manganese (Mn), Zn, cadmium (Cd), chromium (Cr), nickel (Ni) and lead (Pb) in Si-waste material and Zn-aggregates were found, which is, however, typical for many

waste materials. High concentrations of boron (B) and iron (Fe) was detected in urban compost and spent mushroom (Table 3).

Tuffs and melaphyres contained high levels of Cr (15 and 11.5 mg kg⁻¹, respectively) (Table 3). It should be noted that only a limited amount of heavy metals are soluble under physiological conditions and bioavailable for plants. Heavy metals such as Fe, Mn, Zn, Ni, and Cu are considered to be essential for life, act as cofactors in biochemical reactions, and are toxic when present in excessive amounts. The biological function of other trace elements is not well known, but they can be toxic even at low concentrations. Metal mobility in the soil is strongly influenced by a number of factors such as their concentration, coexistence of other metals, soil pH, presence of nutrient elements, etc. [42,43]. Therefore, according to the analyses, heavy metals may have a negative influence on plant quality and chemical properties of prepared substrates.

6.2. Substrates Validation

In Tables 4 and 5, the most important physical and chemical parameters of the prepared growing media are given. The bulk density of the waste-based substrates ranged from 0.69 g cm⁻³ (IV-TSM) to 1.4 g cm⁻³ (V-TUF).

According to the FLL standards [21], bulk density of the growing medium used on flat roofs should not exceed 1.2 g cm⁻³. Organic matter content varied from 4% (VI-MEL) to 18% (IV-TSM). The minimum content of organic matter for single-layer extensive systems is 4%. The content of organic matter in the II-Si substrate and the control growing medium was the same—8%. To avoid excessive plasticity and viscosity, the roof substrate should not contain more than 15 wt% of particles with a ≤0.063 mm diameter. All prepared substrates met that criteria (Table 4). The highest percentage of particles with a diameter of 5 mm was found in the III-CaSM and IV-TSM substrate, while significantly more of the smallest fraction (<0.06 mm diameter) was present in the II-Si (silica substrate) in comparison to others. The lowest water capacity was determined in the V-TUF medium (38%), and the highest—in the II, III, and IV substrates (51%, 47%, and 51%, respectively), which was in line with the FLL norms and their recommendation of ≥35 ≤65% w/v.

The optimal pH range of extensive roof substrates should be in the wide range of 6.5–9.5 [21]. All waste-based substrates and the commercial substrate had a pH between 7.13 (neutral) and 7.84 (slightly alkaline) (Table 5). The total dissolved salt content in examined substrates ranged from 1.0 to 1.8 mS cm⁻¹, which was below the maximum acceptable level of 3.5 g dm⁻³ (2 mS cm⁻¹). According to a soil test commonly used in Poland for available macronutrient determination, reference values for macronutrients in green roof substrates are the following (mg dm⁻³): 30 P, 150 K, 1000 Ca, 60 Mg, <20 SO₄-S. Significantly higher amounts of available macronutrients in prepared waste-based substrates and in the commercial growing medium were found. The IV-TSM substrate, based on the highest content (15 wt%) of spent mushroom as a source of organic matter, was characterised by the highest level of P, K, Mg, and S. These results correspond with the really high content of these elements in the raw material (Table 3).

The highest Na content in the IV-TSM growing substrate was connected with the highest EC (Table 5). In the IV-TSM waste-based substrate (15 wt% of spent mushroom, rich in boron), significantly more B (2.5 mg kg⁻¹) than in other substrate and a high concentration of Zn (311 mg kg⁻¹), comparable with the III-CaSM substrate, was noted. The highest contents of the following elements were found in the III-CaSM substrate: Ca (resulting from the medium containing Ca-aggregates, 15 wt%), Cu, Fe, Zn, Cd, and Pb (Table 5). The II-Si growing substrate was characterised by the highest content of Mn, Ni, Cr, and Sr. The commercial medium had the lowest content of all analysed trace elements, with the exception of Sr (Table 5).

7. Plant and Time-Depended Changes in the Physical and Chemical Parameters of Growing Substrates

A significantly higher bulk density and substrates' mass were found during the second year of the experiment (Table 6, Figure 2a). The higher BD in 2015 could be related to

substrate subsidence and particle disintegration. However, the content of the smallest tested particles (diameter <0.06 mm) did not change significantly in comparison to the previous year and in the examined substrates. Disintegration of particles from 2 mm into 1 and 0.3 mm in diameter was noted (Table 6). The mean water capacity was higher in 2015 than in 2014, especially for the I-Control, IV TSM, and V-TUF (Figure 2b). In comparison to the bulk density determined in the substrates before plant cultivation (Table 4), the BD in 2015 decreased in the tested waste-based substrates, except for the growing media III-CaSM and IV-TSM, in which the source of organic matter was the rapidly mineralising spent mushroom. Kalembsa and Wiśniewska [44] state that the spent mushroom has a C:N ratio of 14:1, while the N:P:K ratio is 1:0.4:0.8. The narrow C:N ratio is believed to be the cause of the rapid mineralisation of the organic compounds it contains. While the rapid microbiological decomposition of organic compounds leads to the release of nutrients available to plants, the humus content, on the other hand, is reduced, which may deteriorate the physical properties of the substrate. Köhler and Poll [45], in a long-term study, showed that total porosity of growing media raised from 50 to 69% over 10 years. The authors found that both biological processes (such as plant root development and microbial activity) and physical processes contribute to that development.

Table 6. Physical and chemical properties of green roof substrates after one- and two-year growth of *Sedum acre* L. (main effects).

Factor	BD g cm ⁻³	WC %w/v	Mass kg m ⁻²	OM %	% Fractions (mm)							
					5	3	2	1	0.3	0.06	<0.06	
Year	2014	1.0 a	44.3 a	60 a	9.3 b	35.6	10.6	13.7 b	8.0 a	21.5 a	9.4 a	1.2 a
	2015	1.1 b	46.9 b	66 b	8.9 a	37.1	10.0	10.6 a	9.4 b	23.6 b	8.3 a	1.1 a
Substrate	I-Cont	0.85 a	43 a	51 a	9 c	42.7 b	9.6 ab	7.8 a	7.5 a	22.4 c	9.3 ab	0.7 a
	II-Si	0.88 a	53 c	53 a	15 e	31.8 a	10.3 b	13.3 c	7.8 ab	24.2 c	11.4 b	1.1 a
	III-CaSM	0.89 a	47 b	54 a	10 d	50.8 c	10.8 b	11.6 bc	7.9 ab	11.0 a	6.5 a	1.4 a
	IV-TSM	1.0 b	47 b	61 b	8 c	31.3 a	13.3 c	19.2 d	10 bc	17.5 b	7.3 ab	1.4 a
	V-TUF	1.3 c	43 a	78 c	7 b	30.2 a	7.6 a	8.7 ab	6.9 a	37.0 d	8.5 ab	1.0 a
	VI-MEL	1.3 c	40 a	80 c	5 a	29.0 a	9.7 ab	12.7 c	12.0 c	24.8 c	10.6 ab	1.2 a

a–e—means followed by different letters in columns differ at $p < 0.05$; compositions of substrates—see Table 1.

The mean organic matter content was significantly higher in 2015 than in 2014, but it decreased in the commercial substrate and the substrate with silica waste (Figure 2c). Older roofs typically have more organic matter content than younger roofs. Thuring and Dunnett [46] and Köhler and Poll [45] demonstrated that roof age had positive relationship with growing media organic matter content.

All physical parameters of the I-IV growing substrates were fully in line with the FLL standards [21]. The substrates V-TUF and VI-MEL were characterised by a slightly higher bulk density (1.3 g cm⁻³) than recommended (up to 1.2 cm⁻³) for extensive green roof type [21] and had the highest content of small particles (0.3 mm). The weight of a substrate is still one of the most important factors, especially in the context of existing constructions, where extra roof loads can affect the structural integrity of the building [30]. Green roof media with a high bulk density may also result in high heat stress during summer months, because they are subject to increased thermal conductivity [13]. According to Friedrich [47], a typical bulk density of an extensive substrate is 0.67 g cm⁻³, while Olszewski and Young [13] used mixes of heat-expanded clay that ranged from 0.68 to 0.77 g cm⁻³. However, Getter and Rowe [48] decided to test substrate with bulk density of 1.37 g cm⁻³.

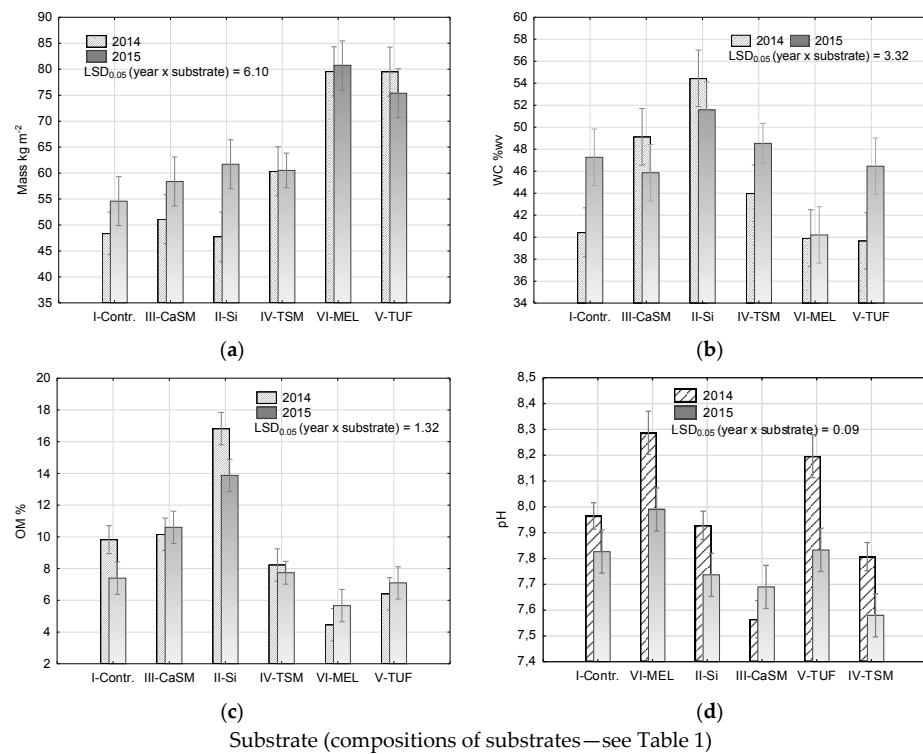


Figure 2. Selected physical parameters (a,b,d) and organic matter (c) content (%) of six different green roof substrates during the two years of the *Sedum acre* L. experiment.

The water capacity was in the recommended range of $\geq 35 \leq 65\%$ w/v (Table 6, Figure 2b) during the experiment. The maximum rainwater capacity of a substrate is as significant as ensuring adequate drainage in the vegetation layer [11]. That property is closely connected with the form of organic matter added to growing media, due to different absorption characteristics.

According to Fassman-Beck and Simcock [11], a typical extensive roof substrate contains 5–20% of organic matter, while Ampim et al. [15] claim that it is up to 10%. In presented study, organic matter content slightly increased during the experiment (2014–2015) in substrates: V-TUF and VI-MEL (only in VI-MEL statistically significant) (Figure 2c). The II-Si growing media was characterised by the highest average organic matter content, i.e., 15% and exceeded the recommended 10 wt% [1]. Compared to the analyses performed before the experiment started, the greatest decrease in the content of organic matter in the growing substrates was found in the substrate with spent mushroom (Tables 4 and 6), and the highest increase—in the II-Si substrate (twice as high) and V-TUF. In the case of the V-TUF substrate, this increase can be explained by the accessibility of organic residues from biomass; V-TUF had the highest biomass after the first year of growing season. Plant litter, root exudates, and microbial biomass are the sources of organic matter in soils. It may be also speculated that silicate addition in the II-Si growing media and the formation of new clay minerals, which are characterised by high biogeochemical activity, could be the reason for the changes in the C content in the substrate during the experiment. Green roofs may sequester carbon in plants and soil. Carbon is transferred to the substrate via plant litter and exudates. Getter et al. [49] found that 100 g cm^{-2} was sequestered by substrate (6 cm) over two growing season of *Sedum* sp. However, the knowledge of the formation and fate of organic matter in soil/substrate and its response to changing environmental conditions is still inconsistent, especially in man-made ecosystems [50].

High organic matter content allows better plant growth, but damages during drought periods are then also higher [13], due to lower plants' resistance to drought stress [49]. Furthermore, substrates rich in organic matter could decompose, causing shrinkage [16]. According to the FLL recommendations [21], extensive growing substrates should contain

no more than 8% of organic matter per volume. Rowe et al. [16] claims that it is generally accepted that up to 15% of organic matter may be used in green roof substrates.

8. Chemical Properties

In general, all growing substrates throughout the entire experiment were characterised by optimal, according to FLL [21], pH range (6.5–9.5) (Tables 5–7). However, pH value decreased in 2015 and was closer to recommended pH 5.5–7.0 [15]. Köhler and Poll [43] and Thuring and Dunnett [46] received similar results. As expected, due to the addition of Ca-aggregates, only the III-CaSM substrate, which might have released calcium by weathering, had higher pH in 2015 (Figure 2d). The total dissolved salt content (EC) after the first and, especially, the second year of the experiment has levelled out for every substrate and was much lower (an average of 0.05 mS cm^{-1}) than before planting. In 2015, a significantly higher concentration of P, Ca, Mg, and Na was found in the growing media in relation to 2014. The opposite was true for EC, N-NH₄, N-NO₃, and K (Table 7).

Table 7. Soil reaction ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$), salts concentration (EC—mS cm^{-1}), macronutrients (mg dm^{-3}), and trace elements (mg kg^{-1}) content estimated after one- or two-year growth of *Sedum acre* L. in the substrates.

Factor	pH	EC	NH ₄ -N	NO ₃ -N	P	K	Ca	Mg	SO ₄ -S	Na	
Year	2014	7.93 b	0.07 b	4.0 b	6.2 b	118 a	166 b	4160 a	314 a	31 a	14 a
	2015	7.78 a	0.05 a	1.0 a	3.5 a	193 b	103 a	7389 b	465 b	31 a	28 b
Substrate	I-Control	7.93 cd	0.06 a	1.6 a	2.1 a	49 a	61 ab	6026 b	202 a	31 a	17 a
	II-Si	7.87 c	0.06 a	5.6 b	8.2 bc	175 bc	162 c	2585 a	341 ab	26 a	23 a
	III-CaSM	7.62 a	0.06 a	0.7 a	8.8 c	153 bc	33 a	6812 b	360 b	19 a	19 a
	IV-TSM	7.74 b	0.06 a	2.1 a	2.2 a	218 c	92 b	6858 b	437 b	32 a	19 a
	V-TUF	8.02 d	0.07 a	2.8 ab	3.4 ab	211 c	239 d	5374 b	395 b	41 a	23 a
	VI-MEL	8.14 e	0.09 a	2.4 ab	4.1 abc	125 ab	221 d	6991 b	603 c	36 a	26 a

a–e—means followed by different letters in columns differ at $p < 0.05$; compositions of substrates—see Table 1.

The trace elements content, with the exception of boron, was also higher in the second year of the experiment (Table 8). It should be noted that the alkaline soil reaction can limit the availability or/and phytotoxicity of certain trace elements. The pH of soil solution directly influences sorption/desorption, precipitation/dissolution, complex formation, and oxidation/reduction reactions [43,51]. This may be particularly useful for waste-based substrates rich in toxic metals.

Table 8. Trace elements (mg kg^{-1}) content estimated after one- or two-year growth of *Sedum acre* L. in the substrates.

Factor	B	Cu	Fe	Mn	Zn	Cd	Ni	Pb	Cr	Sr	
Year	2014	1.27 b	23 a	1719 a	888 a	181 a	2.0 a	3.9 a	70 a	2.6 a	28 a
	2015	0.57 a	37 b	2233 b	2232 b	203 b	2.5 b	5.1 b	86 b	3.7 b	40 b
Substrate	I-Control	0.63 a	11 a	1025 a	580 a	33 a	0.27 a	2.2 a	10 a	0.6 a	29 ab
	II-Si	1.15 c	35 bc	1833 c	1081 c	122 b	1.3 bc	6.0 d	45 c	5.4 b	42 d
	III-CaSM	0.81 b	45 c	2224 d	1276 c	488 d	5.6 e	2.8 ab	215 e	1.9 a	38 cd
	IV-TSM	1.06 c	24 ab	1568 b	856 b	306 c	3.6 d	3.4 bc	144 d	1.3 a	24 a
	V-TUF	1.10 c	34 bc	1433 b	864 b	119 b	1.5 c	4.0 c	32 bc	5.4 b	33 bc
	VI-MEL	0.79 ab	31 bc	3772 e	2305 d	86 b	1.2 b	8.6 e	21 ab	4.1 b	38 cd

a–e—means followed by different letters in columns differ at $p < 0.05$; compositions of substrates—see Table 1.

The proper macro- and micronutrients concentration in the growing media is necessary for satisfactory growth and development of plants. However, to avoid weeds and generation of eutrophic runoff, green roof substrates should contain only minimal nutrients [10]. According to FLL [52], the content of soluble nutrients in a growing substrate of extensive roofs should be as low as possible and should not exceed (mg dm^{-3}): $\text{N} (\text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}) \leq 150$, $\text{P} \leq 100$, $\text{K} \leq 250$, and $\text{Mg} \leq 150$. All growing substrates (also the control growing media) were characterised by much lower mineral N content than the accepted maximum (Table 7). The Optigreen E-type[®] substrate used in the study as the control contained proper P and K contents, while the Mg content was slightly higher than the recommended amount. After two growing seasons, the contents of P and Mg in all growing media was generally higher; only the K level was in line with the FLL standards. After the planting of *S. acre*, the concentration of sulphur (S-SO_4) and sodium in the waste-based substrates was low and comparable with commercial medium.

Waste materials, used as components of roof substrates, might be a source of certain toxic trace elements [15,18,23,29]. The prepared substrates with Si-waste and Zn-aggregates contained a higher content of trace elements than the control (Tables 5 and 8). The concentration of analysed elements, with the exception of boron, was significantly higher in the second year of the experiment, which means that the solubility of the growing media has increased (Table 8, Figure 3a–f).

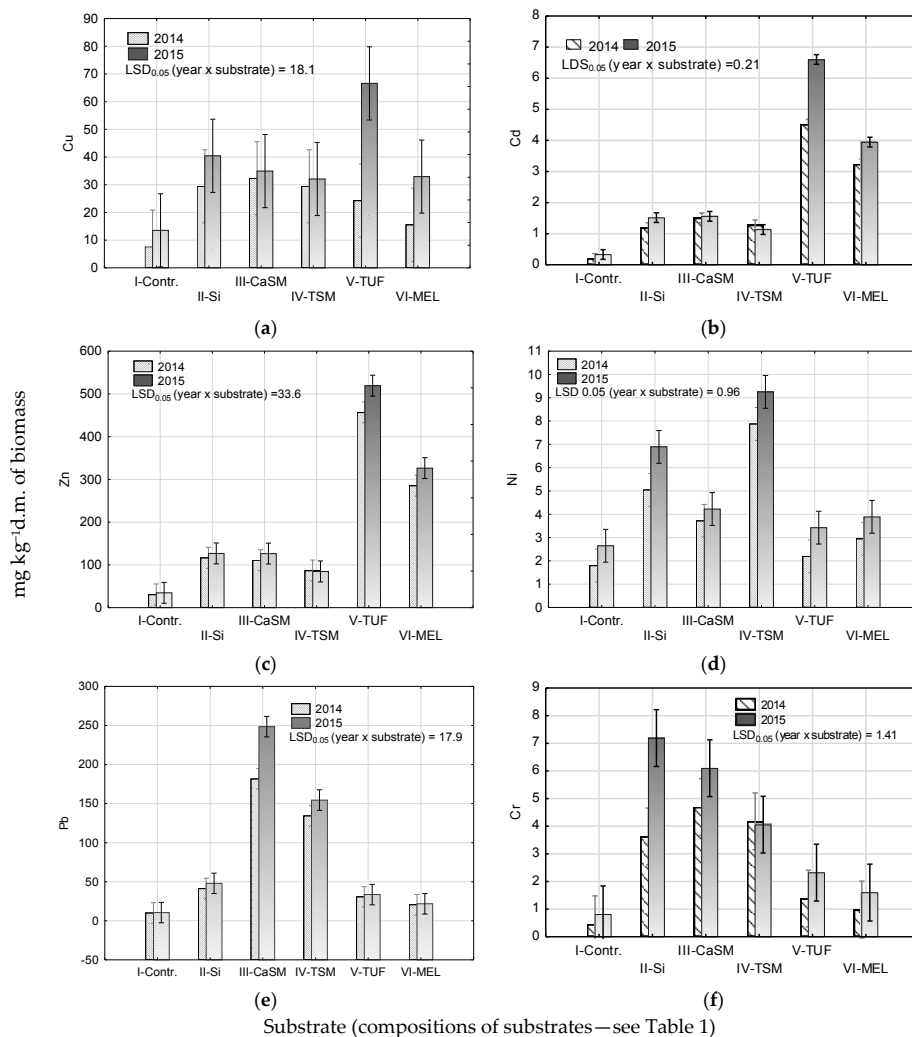


Figure 3. Trace element (a–f) concentrations (mg kg^{-1}) in six different green roof substrates during cultivation of *Sedum acre* L. in the two-year experiment.

FLL [21,52] does not give the exact information about heavy metal limits in substrates. The results were compared with the maximum levels of heavy metals in agricultural and urban soils in Poland [53], the total concentrations of which are the following (mg kg^{-1}): 150 Cu, 300 Zn, 4 Cd, 100 Ni, 100 Pb, and 150 Cr. Only two substrates have not meet these guidelines: III-CaSM with too high contents of Zn (488 mg kg^{-1}), Cd (5.6 mg kg^{-1}), Pb (215 mg kg^{-1}) and IV-TUF with Pb (144 mg kg^{-1}). In all substrates, the level of strontium after two years of the experiment was in the range of $24\text{--}42 \text{ mg Sr kg}^{-1}$, and the control was not characterised by the lowest amount of it.

The high concentration of toxic metals might inhibit plant growth, reduce the content of chlorophyll, and damage root systems [43]. However, alkaline soil reaction limits the availability of trace elements for plants [34–36]. Symptoms of abnormal plant growth or excess of trace element in plants were not observed.

9. Plant Analysis

The dry matter content of *Sedum acre* L. plants was ranging from 8.6% (IV-TSM) to 13.4% (the control) and was generally lower in plants cultivated in the waste-based substrates (8.6–11.4%) (Table 9, Figure 4a). A significantly higher biomass of *S. acre* L. was found during the first year of the experiment (3671 g m^{-2}) in comparison to the second one (1555 g m^{-2}), which was undoubtedly related to the weather conditions and the availability of nutrients in the growing media. Gabrych et al. [12] examined that *Sedum* species increased in cover with time on very thin substrates but decreased drastically on substrate layers of $\geq 5 \text{ cm}$. It probably stemmed from the fact that the environment was too rich in nutrients and organic substances.

Table 9. Dry matter (%) and biomass (g m^{-2}), and macroelements content (% d.m.) in *Sedum acre* L. grown on six green roof substrates.

Factor	% d.m.	Biomass g m^{-2}	N	P	K	Ca	Mg	S	
Year	2014	10.7 a	3671 b	1.55 b	0.29 a	2.06 b	2.62 b	0.19 b	0.35 b
	2015	11.0 a	1555 a	1.36 a	0.42 b	0.95 a	1.88 a	0.16 a	0.22 a
Substrate	I-control	13.4 b	1269 a	1.15 a	0.30 b	1.25 a	2.34 b	0.13 a	0.32 b
	II-Si	10.1 a	2590 de	1.46 bc	0.40 c	1.76 c	1.92 a	0.17 bc	0.22 a
	III-CaSM	11.4 ab	2456 cd	1.59 c	0.44 cd	1.49 b	1.69 a	0.25 d	0.28 ab
	IV-TSM	8.6 a	1879 bc	1.96 d	0.48 d	1.67 c	2.61 c	0.19 bc	0.31 b
	V-TUF	10.5 a	4481 f	1.40 b	0.29 b	1.69 c	2.45 bc	0.16 ab	0.29 b
	VI-MEL	11.3 ab	3004 e	1.21 a	0.19 a	1.33 ab	2.53 bc	0.19 c	0.28 ab

a–f—means followed by different letters in columns differ at $p < 0.05$; compositions of substrates—see Table 1.

Plant biomass is an indicator of plant success on a green roof [22]. Optimal storm water retention and aesthetics are provided by plant biomass [3,6,12]. There was significantly more rainfall in 2014; only 3 periods of drought were recorded in that year, while in 2015 there were 7 such periods. Due to the higher average rainfall in the first year of the experiment, the average plant biomass was also significantly higher in that year (Table 9). In the same year, the plants cultivated in the substrates V-TUF and VI-MEL (containing the highest amount of muck soil—25%, and 15% of urban compost) were characterised by the highest biomass. In 2014, *S. acre* harvested from the commercial medium was characterised by the lowest biomass; plants collected from waste-based substrates (in exception of IV-TSM) were characterised by two to three times higher weight per m^2 than plants from the control (Figure 4b). All prepared substrates were also characterised by 5% content of silica fume. According to Datnoff et al. [33], silicon may increase the drought tolerance of plants, which is extremely important in roof conditions. A preliminary study of substrates based on waste silica materials carried out by Krawczyk et al. [35,36] showed

that they can become a valuable component of the green roof media. In the second year of the experiment, the biomass of *S. acre* grown in the substrate based on silica waste was the highest in relation to the control and other prepared substrates (Figure 4b). Moreover, the plants grown in the control, II-Si, and IV-TSM produced higher biomass than in the first year.

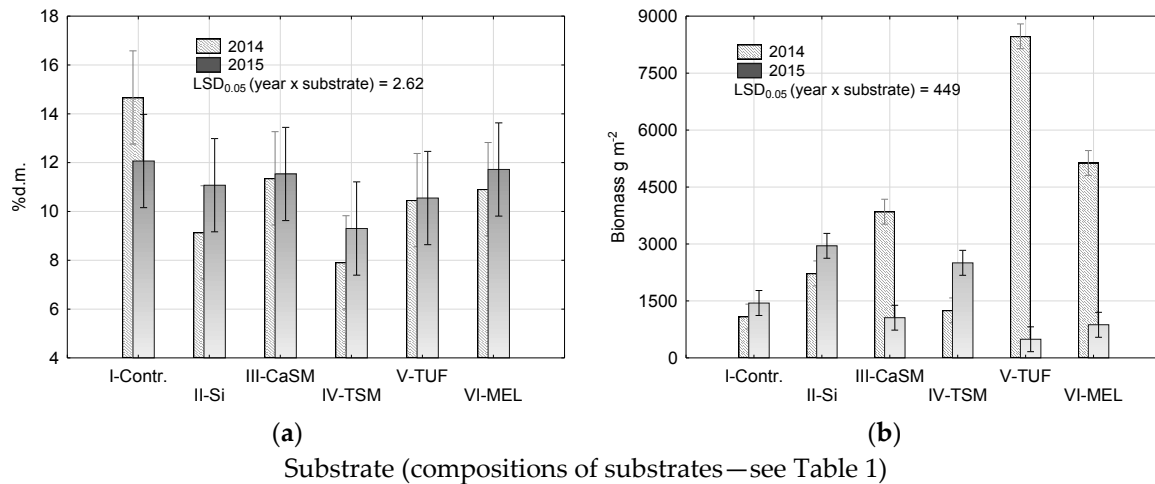


Figure 4. Dry matter (%) (a) and biomass (g m⁻²) (b) of *Sedum acre* L. grown in six green roof substrates.

With the exception of P, the plants contained significantly higher amounts of all macronutrients in the first year of the study (Table 9). The highest contents of N and P were determined in the biomass of the plants harvested from the IV-TSM substrate (spent mushroom—15%). The lowest amounts of Ca were found in the biomass collected from the II-Si (containing the lowest concentration of soluble Ca) and III-CaSM substrates, the latter of which was rich in available calcium. The K content in the sedum ranged from 1.25% (control) to 1.76% (II-Si) and was negatively correlated with the contents of Ca and Mg in the substrates (at $p < 0.05$: $r = -0.61$ and $r = -0.33$, respectively, data not shown). The plants grown in the III-CaSM substrate contained the highest amounts of Mg, while the lowest content of this element was found in the control plants and plants grown in the V-TUF substrate. The average sulfur concentration in *S. acre* ranged from 0.22% (II-Si) to 0.31% (IV-TSM).

In the second year of the study, a significantly lower content of nickel (Ni), cadmium (Cd), and lead (Pb), with the exception of chromium (Cr), was determined in the sedum biomass (Figure 5a–d). This confirms the results obtained by Krawczyk et al. [36] who found in subsequent years, the concentration of trace elements in plants decreased. On average, the highest amount of Ni in biomass was detected in the plants grown in the V-TUF and VI-MEL substrate, especially in 2014 (1.76–4.10 mg Ni kg⁻¹ d.m.).

Soils around the world usually contain 13–37 mg Ni kg⁻¹, and the Polish average is 6.2 mg Ni kg⁻¹ d.m. [43]. Grasses usually contain 1–4.8 mg Ni, while clover—0.2–2.7 mg Ni kg⁻¹ d.m. As mentioned before, brown melaphyres are characterised by elevated concentrations of Cr and Ni [38].

On average, significantly more Cr was found among plants grown in the II-Si and V-TUF substrates, mainly in 2015 (Figure 5b). In both years of the study, the lowest average amount of cadmium (Cd) was found in the sedum grown in the III-CaSM substrate. In 2014, the Cd content in plants was ranging from 0.16 mg Cd kg⁻¹ d.m. (III-CaSM) to 0.74 mg Cd kg⁻¹ d.m. (VI-MEL), while in 2015—from 0.01 (VI-MEL) to 0.17 mg Cd kg⁻¹ d.m. (control) (Figure 5c). According to Kabata-Pendias and Szeke [43], 0.05–0.08 mg Cd kg⁻¹ d.m. is usually determined in plants inhabiting unpolluted areas. Plants growing in contaminated sites may contain from 0.22 to 8.2 mg Cd kg⁻¹ d.m., but metal-accumulating plants—10–34 mg Cd kg⁻¹ d.m.

The copper and zinc contents in biomass were significantly higher in the first year of the study (Figure 5e,f) when the highest amount of Cu was found in plants grown in IV-TSM (15.2 mg Cu kg⁻¹ d.m.) and V-TUF (12.0 mg Cu kg⁻¹ d.m.) in comparison to other media. In 2015, the Cu content was also significantly higher in the very same substrates, but only in relation to the control (2.6 mg Cu kg⁻¹ d.m.) and VI-MEL (3.3 mg Cu kg⁻¹ d.m.). Kabata-Pendias and Szeke [43] declare that the content of Cu in arable crops ranges between 3–8 mg Cu kg⁻¹, in grasses 2–10 mg Cu kg⁻¹, and in clover 7–15 mg Cu kg⁻¹ d.m.

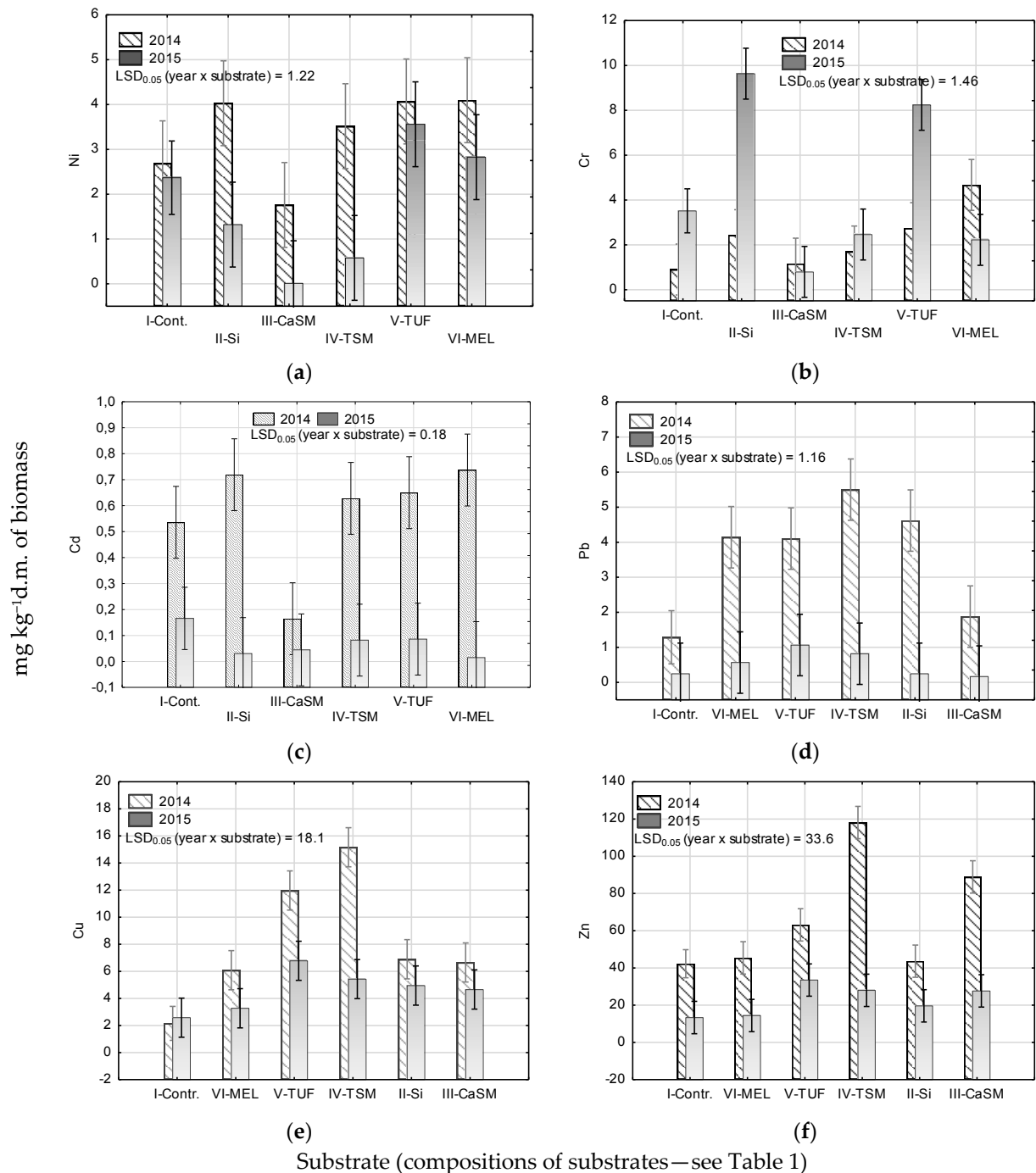


Figure 5. Trace element (a–f) concentrations (mg kg⁻¹ d.m.) in the biomass of *Sedum acre* L. grown in six different green roof substrates during the two-year experiment.

In the first year of the study, the amount of Zn in plants was the highest for the III-CaSM (80.8 mg Zn kg⁻¹ d.m.) and IV-TSM (118.0 mg Zn kg⁻¹ d.m.) substrates (Figure 5e). In 2015, Zn concentrations in biomass equalised, and only a tendency of increased Zn content in the sedum grown in waste-based substrates (19.6–33.5 mg Zn kg⁻¹ d.m.) was observed in comparison to the control (13.4 mg Zn kg⁻¹ d.m.) and VI-MEL (14.4 mg Zn kg⁻¹ d.m.) (Figure 5f).

10. Conclusions

The study was designed to evaluate the plant- and time-dependent changes in physico-chemical parameters of substrates in a two-year experiment with *Sedum acre* L. in a simulated extensive green roof. Five growing media for the extensive green roof were prepared on the basis of 12 different mineral and organic waste materials, which were locally available.

The use of waste materials for the production of extensive green roof substrates fits well with the assumptions of circular economy. The selection of waste or recycled components is ought to be carried out in a careful manner. The growing substrate should be properly prepared in order to achieve the advantages of green roofs and obtain an environment suitable for an ideal root growth layer. It should be noted that each portion of waste material may have different physico-chemical parameters, which always have to be analysed before using. The research showed that during the period of plant growth, the initial physical and chemical parameters of waste-based substrates changed, which affected the plant growth conditions on the green roof. Organic materials with a high C:N ratio rapidly mineralise, releasing nutrients available for plants, which can also cause nutrient leaching. Due to the alkaline reaction of the waste-based substrates, the bioavailability of trace elements, especially heavy metals, is not high; thus, it did not restrict plant growth. Symptoms of abnormal plant growth or excess of trace element in plants were not observed, and the plants cultivated in prepared substrates (especially V-TUF and VI-MEL) were characterised by the highest biomass. However, the possible contamination of runoff water should be determined in a future study to evaluate the impact of a green roof system on the entire environment.

The composition of green roof substrates should rely on locally available low cost materials and should be prepared for the intended plant selection, local weather conditions, and expected standards of maintenance. Little knowledge of the dynamics of important processes of nutrient recycling within green roof ecosystems is available, so more studies ought to be carried out in order to improve the understanding of these concepts. Considering the waste-based substrate green roofs, emphasis should be put on the usage of plants that are used in phytoremediation of areas contaminated with trace metals.

Author Contributions: Conceptualization, A.K., A.L.-K., I.D.-Š.; methodology, A.L.-K., I.D.-Š.; validation, I.D.-Š., A.L.-K.; data curation, A.K., A.L.-K.; formal analysis, A.K.; writing—original draft preparation, I.D.-Š., A.K.; writing—review and editing, I.D.-Š. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: This research received no external funding.

Institutional Review Board Statement: Not applicable.

Informed Consent Statement: Not applicable.

Data Availability Statement: The datasets generated for this study are available on request to the corresponding author.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest.

References

1. Oberndorfer, E.; Lundholm, J.; Bass, B.; Coffman, R.; Doshi, H.; Dunnett, N.; Gaffin, S.; Kohler, M.; Liu, K.; Rowe, B. Green roofs as urban ecosystems: Ecological structures, functions, and services. *BioScience* **2007**, *57*, 823–833. [[CrossRef](#)]
2. Sutton, R.K. (Ed.) *Green Roof Ecosystems. Introduction to Green Roof Ecosystems*; Springer: New York, NY, USA, 2015.

3. Francis, L.F.M.; Jensen, M.B. Benefits of green roofs: A systematic review of the evidence for three ecosystem services. *Urban For. Urban Green*. **2017**, *28*, 167–176. [CrossRef]
4. Shafique, M.; Kim, R.; Rafiq, M. Green roof benefits, opportunities and challenges—A review. *Renew. Sustain. Energy Rev.* **2018**, *90*, 757–773. [CrossRef]
5. Suszanowicz, D.; Kolasa-Więcek, A. The Impact of Green Roofs on the Parameters of the Environment in Urban Areas—Review. *Atmosphere* **2019**, *10*, 792. [CrossRef]
6. Monterusso, M.A.; Rowe, D.B.; Rugh, C.L. Establishment and persistence of *Sedum* spp. and native taxa for green roof applications. *Hortic. Sci.* **2005**, *40*, 391–396. [CrossRef]
7. Young, T.; Cameron, D.D.; Sorrill, J.; Edwards, T.; Phoenix, G.K. Importance of different components of green roof substrate on plant growth and physiological performance. *Urban For. Urban Green*. **2014**, *13*, 507–516. [CrossRef]
8. Xie, L.; Lehvävirta, S.; Valkonen, J.P.T. Case study: Planting methods and beneficial substrate microbes effect on the growth of vegetated roof plants in Finland. *Urban For. Urban Green*. **2020**, *53*, 126722. [CrossRef]
9. Besir, B.A.; Cuce, E. Green roofs and facades: A comprehensive review. *Renew. Sustain. Energy Rev.* **2018**, *82*, 915–939. [CrossRef]
10. Vijayaraghavan, K. Green roofs: A critical review on the role of components, benefits, limitations and trends. *Renew. Sustain. Energy Rev.* **2016**, *57*, 740–752. [CrossRef]
11. Fassman-Beck, E.A.; Simcock, R. *Living Roof Review and Design Recommendations for Stormwater Management*; Technical Report 2013, TR2013/045; Auckland UniServices, Auckland Council: Auckland, New Zealand, 2013.
12. Gabrych, M.; Kotze, J.; Lehvävirta, S. Substrate depth and roof strongly affect plant abundance on sedum-moss and meadow green roofs in Helsinki, Finland. *Ecol. Eng.* **2015**, *86*, 95–104. [CrossRef]
13. Olszewski, M.W.; Young, C.A. Physical and chemical properties of green roof media and their effect on plant establishment. *J. Environ. Hortic.* **2011**, *29*, 81–86. [CrossRef]
14. Cascone, S. Green Roof Design: State of the Art on Technology and Materials. *Sustainability* **2019**, *11*, 3020. [CrossRef]
15. Ampim, P.A.Y.; Sloan, J.J.; Cabrera, R.I.; Harp, D.A.; Jaber, F.H. Green roof growing substrates: Types, ingredients, composition and properties. *J. Environ. Hortic.* **2010**, *28*, 244–252. [CrossRef]
16. Rowe, D.B.; Monterusso, M.A.; Rugh, C.L. Assessment of heat-expanded slate and fertility requirements in green roof substrates. *HortTechnology* **2006**, *16*, 471–477. [CrossRef]
17. Durhman, A.K.; Rowe, D.B.; Rugh, C.L. Effect of substrate depth on initial growth, coverage, and survival of 25 succulent green roof plant taxa. *HortScience* **2007**, *42*, 588–595. [CrossRef]
18. Kazemi, F.; Mohorko, R. Review on the roles and effects of growing media on plant performance in green roofs in world climates. *Urban For. Urban Green*. **2017**, *23*, 13–26. [CrossRef]
19. Asaf, T.S.; Al-Ajlouni, M.G.; Ayad, J.Y.; Othman, Y.A.; Hilaire, R.S. Performance of six different soilless green roof substrate for the Mediterranean region. *Sci. Total Environ.* **2020**, *730*, 139182. [CrossRef]
20. Grela, A.; Generowicz, A.; Mikula, J. Possibilities of using volcanic tuffs in environmental protection. In *Collective Work, Archives of Waste Management and Environmental Protection, Gliwice (2013)*; Pikoń, K., Stelmach, S., Eds.; Contemporary Problems of Environmental Protection; 2013; pp. 13–25. Available online: <http://agrela.pl/?strona=publikacje> (accessed on 1 February 2021). (In Polish)
21. *FLL Guidelines for the Planning, Execution and Upkeep of Green-Roof Sites*; Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau: Bonn, Germany, 2008.
22. Akther, M.; He, J.; Chu, A.; Huang, J.; van Duin, B. Review of Green Roof Applications for Managing Urban Stormwater in Different Climatic Zones. *Sustainability* **2018**, *10*, 2864. [CrossRef]
23. Molineux, C.; Fentiman, C.; Gange, A. Characterizing alternative recycled waste materials for use as green roof growing media in the UK. *Ecol. Eng.* **2009**, *35*, 1507–1513. [CrossRef]
24. Molineux, C.J.; Newport, D.J.; Ayati, B.; Wang, C.; Connop, S.P.; Green, J.E. Bauxite residue (red mud) as a pulverised fuel ash substitute in the manufacture of lightweight aggregate. *J. Clean. Prod.* **2015**, *112*, 401–408. [CrossRef]
25. Mickovski, S.B.; Buss, K.; McKenzie, B.M.; Sökmener, B. Laboratory study on the potential use of recycled inert construction waste material in the substrate mix for extensive green roofs. *Ecol. Eng.* **2013**, *61*, 706–714. [CrossRef]
26. Bates, A.J.; Sadler, J.P.; Greswell, R.B.; Mackay, R. Effects of recycled aggregate growth substrate on green roof vegetation development: A six year experiment. *Landsc. Urban Plan.* **2015**, *135*, 22–31. [CrossRef]
27. Eksi, M.; Sevgi, O.; Akburak, S.; Yurtseven, H.; Esin, I. Assessment of recycled or locally available materials as green roof substrates. *Ecol. Eng.* **2020**, *156*, 105966. [CrossRef]
28. Molineux, C.; Gange, A.; Connop, S.; Newport, D. Using recycled aggregates in green roof substrates for plant diversity. *Ecol. Eng.* **2015**, *82*, 596–604. [CrossRef]
29. Solano, L.; Ristvey, A.G.; Lea-cox, J.D.; Cohan, S.M. Sequestering zinc from recycled crumb rubber in extensive green roof media. *Ecol. Eng.* **2012**, *47*, 284–290. [CrossRef]
30. Carson, T.; Hakimdavar, R.; Sjoblom, K.; Culligan, P. Viability of recycled and waste materials as green roof substrates. *GeoCongress* **2012**, *2012*, 3644–3653.
31. Grard, B.J.-P.; Bel, N.; Marchal, N.; Madre, F.; Castell, J.-F.; Cambier, P.; Houot, S.; Manouchehri, N.; Besancon, S.; Michel, J.-C.; et al. Recycling urban waste as possible use for rooftop vegetable garden. *Future Food J. Food Agric. Soc.* **2015**, *3*, 21–34.

32. Xue, M.; Farrell, C. Use of organic wastes to create lightweight green roof substrates with increased plant-available water. *Urban For. Urban Green.* **2020**, *48*, 126569. [[CrossRef](#)]
33. Datnoff, L.E.; Snyder, G.H.; Korndörfer, G.H. (Eds.) *Silicon in Agriculture*; Elsevier Science: Amsterdam, The Netherlands, 2001.
34. Adrees, M.; Ali, S.; Rizwan, M.; Zia-ur-Rehman, M.; Ibrahim, M.; Abbas, F.; Farid, M.; Qayyum, M.F.; Irshad, M.K. Mechanisms of silicon-mediated alleviation of heavy metal toxicity in plants: A review. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **2015**, *119*, 186–197. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
35. Krawczyk, A.; Domagała-Świątkiewicz, I.; Lis-Krzyściń, A. Waste silica as a valuable component of extensive green-roof substrates. *Pol. J. Environ. Stud.* **2017**, *26*, 643–653. [[CrossRef](#)]
36. Krawczyk, A.; Domagała-Świątkiewicz, I.; Lis-Krzyściń, A. The effect of Substrate on Growth and Nutritional Status of Native Xerothermic Species Grown in Extensive Green Roof Technology. *Ecol. Eng.* **2017**, *108*, 194–202. [[CrossRef](#)]
37. Stefanowicz, A.M.; Woch, M.W.; Kapusta, P. Inconspicuous waste heaps left by historical Zn–Pb mining are hot spots of soil contamination. *Geoderma* **2014**, *235–236*, 1–8. [[CrossRef](#)]
38. Czerny, J.; Muszyński, M. Co-magmatism of the Permian volcanites of the Krzeszowice area in the light of petrochemical data. *Mineral. Pol.* **1997**, *28*, 3–24.
39. Ostrowska, A.; Gawliński, S.; Szczubiałka, Z. *Soil and Plant Analysis Procedures*; Institute of Environmental Protection, State Research Institute: Warsaw, Poland, 1991. (In Polish)
40. PN-EN ISO 11732:2005 (U). *Water Quality. Determination of Ammonium Nitrogen. Method Involving Flow Analysis (CFA and FIA) and Spectrometric Detection*; Polish Committee for Standardization: Warszawa, Poland, 2005. (In Polish)
41. PN-EN ISO 13395:2001. *Water Quality. Determination of Nitrite Nitrogen and Nitrate and the Sum of Both by Flow Analysis (CFA and FIA) and Spectrometric Detection*; Polish Committee for Standardization: Warszawa, Poland, 2001. (In Polish)
42. Fasani, E. Plants that hyperaccumulate heavy metals. In *Plants and Heavy Metals*; Furini, A., Ed.; Springer: Cham, Switzerland, 2012; pp. 55–74.
43. Kabata-Pendias, H.; Szeke, A. *Trace Elements in the Geo- and Biosphere*; Puławy IUNG 2012; IUNG—Institute of Soil Science and Plant Cultivation—State Research Institute: Puławy, Poland, 2012. (In Polish)
44. Kalembasa, D.; Wiśniewska, B. Changes of chemical composition of soil and perennial ryegrass (*Lolium multiflorum*) under the influence of the application of post-mushroom production bed. *Zesz. Probl. Postę. Nauk Rol.* **2006**, *512*, 265–275. (In Polish)
45. Köhler, M.; Poll, P.H. Long-term performance of selected old Berlin green roofs in comparison to younger extensive green roofs in Berlin. *Ecol. Eng.* **2010**, *36*, 722–729. [[CrossRef](#)]
46. Thuring, C.E.; Dunnett, N. Vegetation composition of old extensive green roofs (from 1980s Germany). *Ecol. Process.* **2014**, *3*, 4–11. [[CrossRef](#)]
47. Friedrich, C.R. Principles for selecting the proper components for a green roof growing media. In Proceedings of the 3rd North Amer. Green Roof Conf.: Greening Rooftops for Sustainable Communities, Washington, DC, USA, 4–6 May 2005; pp. 262–273.
48. Getter, K.L.; Rowe, D.B. Effect of substrate depth and planting season on *Sedum* plug survival on green roofs. *J. Environ. Hort.* **2007**, *25*, 95–99. [[CrossRef](#)]
49. Getter, K.; Rowe, D.B.; Robertson, G.P.; Cregg, B.M.; Andersen, J.A. Carbon sequestration potential of extensive green roofs. *Environ. Sci. Technol.* **2009**, *43*, 7564–7570. [[CrossRef](#)]
50. Kalbitz, K.; Solinger, S.; Park, J.H.; Matzner, E.; Michalzik, B. Controls on the Dynamics of Dissolved Organic Matter in Soils: A Review. *Soil Sci.* **2000**, *165*, 277–304. [[CrossRef](#)]
51. Tyler, G.; Olsson, T. Concentration of 60 elements in the soil solution as related to the soil acidity. *Eur. J. Soil Sci.* **2001**, *52*, 151–165. [[CrossRef](#)]
52. FLL Guidelines for the Planning, Construction and Maintenance of Green Roofing. *DAFA 2015*; Stowarzyszenie Wykonawców Dachów Płaskich i Fasad (DAFA): Opole, Poland, 2015. (In Polish)
53. Regulation of the Minister of Environment of 1 September 2016 on Methods of Assessing Soil Surface Pollution; Journal of Laws Item 1395: Warszawa, Poland, 2016. (In Polish)

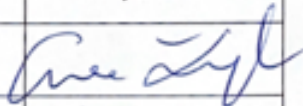
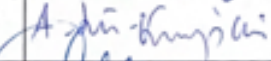

Załącznik nr 4

OŚWIADCZENIE O UDZIAŁACH W WIELOAUTORSKIM OSIĄGNIĘCIU NAUKOWYM I TWÓRCZYM

Nazwa osiągnięcia (publikacja i monografia: autorzy, tytuł, wydawnictwo, rok, ew. numery stron; numer patentu, prawa ochronnego itp.):

Krawczyk A., Lis-Krzyściń A., Domagała-Świątkiewicz I. 2016. Materiały odpadowe wykorzystywane do produkcji podłoży uprawowych do zakładania ekstensywnych zielonych dachów.

Współczesne kierunki badań nad roślinami ozdobnymi w Polsce Monografia PAN: 345-357

Lp.	Nazwisko i imię ^{*)}	Udział autora ^{**)}	Podpis autora
1	Krawczyk Anna	0,34	
2	Lis-Krzyściń Agnieszka	0,33	
3	Domagała-Świątkiewicz Iwona	0,33	
4			
5			
6			
7			
8			
9			
10			
	SUMA	1,00	

^{*)} – dotyczy wszystkich autorów osiągnięcia

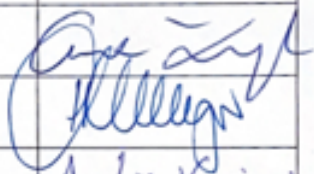
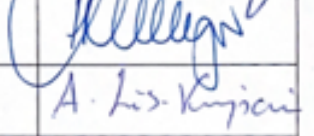
^{**)} – udział podawany w ułamku dziesiętnym z dokładnością do dwóch miejsc po przecinku

Załącznik nr 4

OŚWIADCZENIE O UDZIAŁACH W WIELOAUTORSKIM OSIĄGNIĘCIU NAUKOWYM I TWÓRCZYM

Nazwa osiągnięcia (publikacja i monografia: autorzy, tytuł, wydawnictwo, rok, ew. numery stron; numer patentu, prawa ochronnego itp.):

Krawczyk A., Domagała-Świątkiewicz I., Lis-Krzyżcin A., Daraż M. 2017. Waste silica as a valuable component of extensive green roof substrates. Polish Journal of Environmental Studies 26(2): 643-653

Lp.	Nazwisko i imię ^{*)}	Udział autora ^{**)}	Podpis autora
1	Krawczyk Anna	0,35	
2	Domagała-Świątkiewicz Iwona	0,32	
3	Lis-Krzyżcin Agnieszka	0,32	A. Lis-Krzyżcin
4	Daraż Małgorzata	0,01	Małgorzata Daraż
5			
6			
7			
8			
9			
10			
	SUMA	1,00	

^{*)} – dotyczy wszystkich autorów osiągnięcia

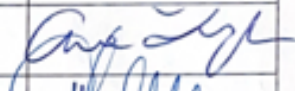

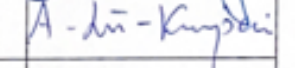
^{**)} – udział podawany w ułamku dziesiętnym z dokładnością do dwóch miejsc po przecinku

Załącznik nr 4

OŚWIADCZENIE O UDZIAŁACH W WIELOAUTORSKIM OSIĄGNIĘCIU NAUKOWYM I TWÓRCZYM

Nazwa osiągnięcia (publikacja i monografia: autorzy, tytuł, wydawnictwo, rok, ew. numery stron; numer patentu, prawa ochronnego itp.):

Krawczyk A., Domagała-Świątkiewicz I., Lis-Krzyżcin A. 2017. The effect of substrate on growth and nutritional status of native xerothermic species grown in extensive green roof technology. Ecological Engineering 108: 194–202

Lp.	Nazwisko i imię ^{*)}	Udział autora ^{**)}	Podpis autora
1	Krawczyk Anna	0,40	
2	Domagała-Świątkiewicz Iwona	0,30	
3	Lis-Krzyżcin Agnieszka	0,30	
4			
5			
6			
7			
8			
9			
10			
	SUMA	1,00	

^{*)} – dotyczy wszystkich autorów osiągnięcia

^{**)} – udział podawany w ułamku dziesiętnym z dokładnością do dwóch miejsc po przecinku

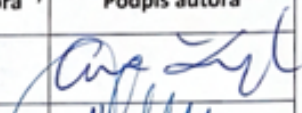

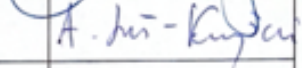
Załącznik nr 4

OŚWIADCZENIE O UDZIAŁACH W WIELOAUTORSKIM OSIĄGNIĘCIU NAUKOWYM I TWÓRCZYM

Nazwa osiągnięcia (publikacja i monografia: autorzy, tytuł, wydawnictwo, rok, ew. numery stron; numer patentu, prawa ochronnego itp.):

Krawczyk A., Domagała-Świątkiewicz I., Lis-Krzyżcin A. 2021. Time-dependent changes in the physico-chemical parameters and growth responses of *Sedum acre* (L.) to waste-based growing substrates in simulation extensive green roof experiment. *Agronomy*, 11(2):298.

DOI: 10.3390/agronomy11020298

Lp.	Nazwisko i imię ^{*)}	Udział autora ^{**)}	Podpis autora
1	Krawczyk Anna	0,34	
2	Domagała-Świątkiewicz Iwona	0,33	
3	Lis-Krzyżcin Agnieszka	0,33	
4			
5			
6			
7			
8			
9			
10			
	SUMA	1,00	

*) – dotyczy wszystkich autorów osiągnięcia

***) – udział podawany w ułamku dziesiętnym z dokładnością do dwóch miejsc po przecinku