



Roślinność wieloletnich nieużytków miejskich – systematyka zbiorowisk, ich struktura i pełnione usługi ekosystemowe

Vegetation of perennial urban wastelands – syntaxonomy, structure and ecosystem services

Piotr Archiciński¹  Piotr Sikorski¹  Daria Sikorska¹  Arkadiusz Przybysz² 

Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego

¹Instytut Inżynierii Środowiska

²Instytut Nauk Ogrodniczych

ul. Nowoursynowska 166, 02-776 Warszawa

piotrarchicinski@gmail.com • piotr_sikorski@sggw.edu.pl • daria_sikorska@sggw.edu.pl •

arkadiusz_przybysz@sggw.edu.pl

Zarys treści. W artykule przedstawiono badania fitosocjologiczne roślinności nieużytków miejskich występujących na terenie Warszawy. Zaprezentowano klasyfikację wieloletnich nieużytków leśnych i zagajników oraz utrzymujących się od 20 lat nieleśnych zbiorowisk pielęgnowanych sporadycznie. Określono strukturę i gęstość roślinności w odniesieniu do poszczególnych jednostek zieleni, a także określono wielkość wybranych usług ekosystemowych świadczonych przez zbiorowiska nieużytków (regulacji temperatury i wilgotności podłoża oraz pochłaniania pyłów). Nieużytki miejskie w Warszawie tworzą stabilne zbiorowiska leśne z klas *Robinietea*, *Salicetea purpureae* (łęgi wierzbowo-topolowe) i nieleśne z klas *Molinio-Arrhenatheretea* (pódnaturalne zbiorowiska łąkowe), *Epilobietea* (nitrofilne zbiorowiska porębowe) i *Artemisietea* (zbiorowiska roślin wieloletnich na terenach ruderalnych), zdominowane w dużym stopniu przez gatunki inwazyjne. Ich różnorodność gatunkowa jest przeciętna, a na ich powierzchni przeważają pospolite gatunki leśne i nieleśne. W wyjątkowych przypadkach są siedliskiem pojedynczych rzadszych gatunków. Struktura roślinności leśnej jest mało zróżnicowana, co wynika ze specyficznej strategii gatunków inwazyjnych do tworzenia jednogatunkowych zbiorowisk. Badania wskazują, że roślinność nieużytków zdominowana przez gatunki inwazyjne pełni wiele usług ekosystemowych porównywalnie do tych z gatunkami rodzimymi, czasem je przewyższając.

Słowa kluczowe: klasa *Robinietea*, ekosystemy nowe, roślinność spontaniczna miast.

Keywords: *Class Robinietea, novel ecosystems, urban spontaneous vegetation.*

Wstęp

Zbiorowiska nieużytków, czyli terenów porzuconych i zdegradowanych (Sikorska et al., 2020), które towarzyszą człowiekowi są najslabiej zbadanym w fitosocjologii typem roślinności (Yeremenko, 2019). W szczególności w dużych i gęsto zaludnionych miastach znajdują się zbiorowiska trudne do zaklasyfikowania (Kącki et al., 2013; Matuszkiewicz, 2014), które nie doczekały się kompleksowego opracowania.

Roślinność nieużytków miejskich, czy raczej roślinność gruzowisk, dostrzeżono po raz pierwszy w większej skali na ruinach po II wojnie światowej (Kobendza, 1949; Kostuch, 1960). W drugiej połowie XX w. gwałtowny rozrost miast i ich urbanizacja doprowadziły

do powstania niespotykanych dotychczas zbiorowisk roślinnych związanych z pojawieniem się wielu nowych gatunków. Na fali upowszechniania się metod fitosocjologicznych (Braun-Blanquet, 1964) spotkało się to z dużym zainteresowaniem botaników. Powstała w tym czasie ogromna liczba prac o roślinności ruderalnej (w Polsce m.in. Fijałkowski, 1963; Zanowa, 1964; Cwikliński, 1970). Dotyczyły one jednak głównie roślinności zielnej przypisywanej klasom – *Secalinetea* Br.-Bl. 1951. (*Stellarietea*) (zbiorowiska pól uprawnych i terenów ruderalnych), *Artemisietea* Lohm., Prag. R.Tx. 1950 (zbiorowiska roślin wieloletnich na terenach ruderalnych), *Plantaginetea maioris* R.Tx. et Prsg. 1950 (zbiorowiska muraw dywanowych) i *Epilobietea angustifolii* R.Tx. et Prsg. 1950 (nitrofilne zbiorowiska porębowe). Równoległe obiektem zainteresowania były lasy gospodarcze i zbiorowiska odbiegające z różnych powodów od zbiorowisk naturalnych (Olaczek, 1974). Prace dotyczące zbiorowisk ruderalnych w miastach, w tym leśnych postaci regeneracyjnych na nieużytkach miejskich były w tym czasie rzadkością (Jurko, 1963; Hadač i Sofron, 1980; Gilicka, 1988; Świerkosz, 1993). W XXI w. przyjęto do systemu jednostek fitosocjologicznych klasę *Robinietea* (Kącki et al., 2013; Mucina et al., 2016) jednak liczba prac dotycząca nieużytków miejskich jest nadal niewielka (Bencatová i Bencat, 2005; Smahliuk, 2017; Yeremenko, 2019) i nie odzwierciedla ogromnego zainteresowania nieużytkami, związanego z rolą roślinności spontanicznej w mieście, potrzebą zwiększania zazielenienia miast i usług ekosystemowych dla mieszkańców (Kremer et al., 2013; Kim et al., 2015; Doomi et al., 2016; Sikorska et al., 2020).

Lepsze poznanie dynamiki roślinności nieużytków jest coraz częściej podstawą działań w nowym trendzie w kształtowaniu zieleni miejskiej (Del Tredici, 2010; Hwang et al., 2019). W kontekście ogromnych deficytów zieleni w miastach, dostrzega się potrzebę zaadaptowania jak największych powierzchni zarzuconych i porośniętych spontaniczną roślinnością dla potrzeb mieszkańców (Hofmann et al., 2012; Kim et al., 2015; Kotzeva i Brandmüller, 2016; Farahani i Maller 2019; Sikorska et al., 2020) choć roślinność nieużytków często wywołuje ich negatywne reakcje (Riley et al., 2018; Talal i Santelmann, 2020) z powodów estetycznych (nieokiełznanego i nieuporządkowanego wyglądu).

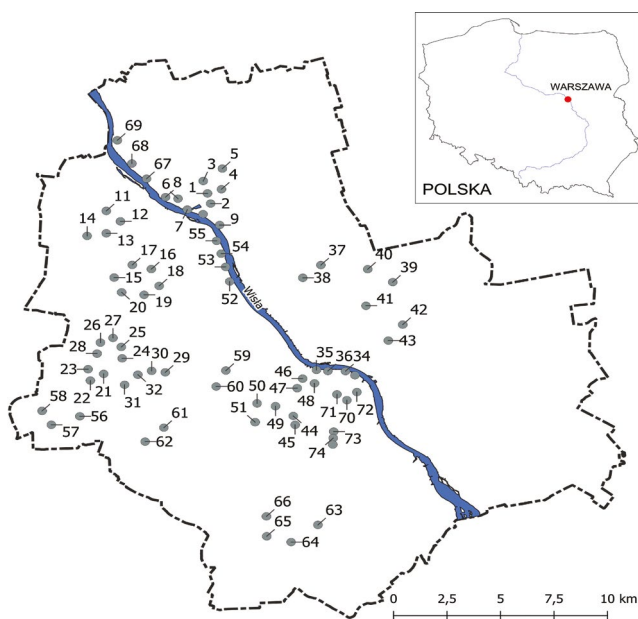
Badania nad zielenią miast sugerują, że jej wartość przyrodnicza od kilku dekad spada (Pyšek et al., 2004). Promowane są działania wzmacniające różnorodność florystyczną miast poprzez wprowadzanie w nich bogatych w gatunki zbiorowisk (Fischer et al., 2018), ale są one bardzo sporadyczne. Stwierdzono, że nieużytki mimo dużej niestabilności siedlisk i nieregularnych zaburzeń stanowią lokalne ostoje różnorodności gatunkowej roślin (Lososová et al., 2011; Bonthoux et al., 2014; Anderson i Minor, 2019) i spełniają istotne dla mieszkańców funkcje regulacyjne – przyczyniając się m.in. do regulacji temperatury i wilgotności, redukcji zanieczyszczeń powietrza i retencjonowania wody (Kim et al., 2015; Doomi et al., 2016). Wielkość świadczonych usług zależy niewątpliwie od struktury i składu gatunkowego nieużytków, ale dotychczasowe badania w tym zakresie są nieliczne.

Celem niniejszych badań było określenie zmienności fitosocjologicznej zbiorowisk wieloletnich nieużytków miejskich i ich klasyfikację, określenie struktury i gęstości roślinności, oraz ocena wielkości wybranych usług ekosystemowych świadczonych przez nieużytki (regulacji temperatury, wilgotności podłoża i pochłaniania pyłów).

Metody badań

Obszar badań

Badania zostały przeprowadzone w Warszawie, mieście o największej liczbie ludności w Polsce – 1,79 mln i wysokiej gęstości zaludnienia – 3462 os/km² (GUS, 2020). Warszawa charakteryzuje się dużym udziałem terenów zieleni w strukturze miasta, przy czym zieleni nieurządzona, bardzo wyraźnie dominuje nad terenami zieleni urządzonej, jak parki i zieleńce (Sikorska et al., 2020). Badaniami objęto część miasta znajdującą się na wysoczyźnie i w dolinie Wisły (ryc. 1). Nieużytki z wysoczyzny położone są przeważnie wśród wysokiej zabudowy mieszkaniowej na terenach przeznaczonych pod przyszłe inwestycje. Są użytkowane rekreacyjnie głównie przez ludność zamieszkującą sąsiadujące osiedla (Sikorska et al., 2020). Nieużytki w dolinie Wisły znajdują się w pasie zalewowym pomiędzy rzeką, a wałem przeciwpowodziowym. Pomimo widocznego oddalenia od zabudowy mieszkaniowej nieużytki są intensywnie użytkowane rekreacyjnie przez wszystkich mieszkańców miasta dzięki istniejącym na tych terenach ścieżkom (Sikorska et al., 2020). Wszystkie badane zbiorowiska wykształciły się spontanicznie na zdegradowanych obszarach, na których człowiek nie prowadził działalności od co najmniej kilkunastu lat.



Ryc. 1. Lokalizacja powierzchni badawczych w Warszawie
Locations of the research plots across Warsaw

Badania roślinności

Badania roślinności nieużytków przeprowadzono w latach 2017-2019. W pierwszym roku wytypowano obszary spełniające kryteria wieloletniego zarzucenia znajdujące się na gruntach będących we władaniu miasta Warszawy lub we własności Skarbu Państwa.

Następnie na wytypowanych obszarach rozpoznano w terenie zbiorowiska roślinne o powierzchni co najmniej 0,25 ha. W kolejnych latach wybrano losowo 75 stanowisk (ryc. 1), gdzie wykonano zdjęcia fitosocjologiczne (Braun-Blanquet, 1964). Zbiorowiska nieużytków, w ujęciu syntaksonomicznym, przypisano do jednostek wg systemu Mucina et al. (2016) klasyfikację zespołów przyjęto za Matuszkiewiczem (2014), a dla klasy *Robinietae* za Jurko (1963) i Hadač'em i Sofron'em (1980), z uzupełnieniem o zespoły podane w pracy dotyczącej roślinności Ufa (Ishbirdina i Ishbirdin, 1991). Na podstawie danych ze zdjęć fitosocjologicznych określono wskaźniki różnorodności florystycznej (tab. 1), które pozwoliły określić wkład tych ekosystemów do bogactwa gatunkowego miasta. Określono parametry siedliskowe takie jak: odczyn gleby, światło fotosyntetycznie czynne PAR, zawartość węgla organicznego w wierzchniej warstwie gleby, wilgotność i temperaturę podłoża, które pozwolą wyjaśnić zróżnicowanie ekologiczne roślinności w badanych zbiorowiskach (tab. 1).

Struktura roślinności i usługi ekosystemowe

Strukturę roślinności wyznaczono na podstawie pomiaru trzech warstw (drzewa, podszyt i rośliny zielne). Przedstawiono ją jako wielkość ulistnienia poszczególnych warstw. Ulistnienie obliczono na podstawie wskaźnika LAI mierzonego na trzech wysokościach – 0, 1 i 2 m (tab. 1). Pomiar LAI wykonywano przy pomocy sondy *SunScan Canopy Analysis System (Delta-T Devices)* w trzech powtórzeniach (w odległości co najmniej 1 m od siebie) dla każdej wysokości. Analizę struktury roślinności drzewiastej rozszerzono o analizę zwarcia okapu. Zwarcie okapu mierzono na podstawie fotografii wykonanych pionowo do góry (ogniskowa $f = 24$), które przedstawiały korony drzew przesłaniające niebo. Na wykonanych fotografiach przy pomocy programu *ImageJ* obliczono obszar zajmowany przez korony drzew (tab. 1). Fotografie okapu drzew wykonywano na wysokości 2 metrów, aby uniknąć przesłonięcia obiektywu przez rośliny podszytu. Pomierzono także obwody (na wysokości 1,3 m) wszystkich pni o średnicy co najmniej 1 cm, następnie z otrzymanych obwodów obliczono powierzchnie przekrojów pędów i zsumowano dla każdego gatunku. Otrzymane sumy rozszerzyły analizę struktury warstwy drzew i podszytu (tab. 1).

Obliczono wielkość usług ekosystemowych dotyczących wychładzania powierzchni ziemi, ograniczania przed wysychaniem powierzchni ziemi oraz pochłaniania pyłów, które są usługami regulacyjnymi według MEA 2005 (Reid et al., 2005). Zdolność do wychładzania otoczenia i do ograniczania wysychania powierzchni ziemi obliczono jako różnicę między pomiarem w badanej powierzchni, a pobliskim intensywnie koszonym trawnikiem. Pomiar zerowy na intensywnie koszonym trawniku był wykonywany w tym samym czasie, co pomiar w badanej powierzchni. Pomiar na poszczególnych powierzchniach wykonywano w jednorodnych warunkach pogodowych, przy średniej dobowej temperaturze powyżej 25°C i co najmniej 5 dni po ostatnim opadzie (tab. 1). Pomiar pochłaniania pyłów dla wybranych gatunków roślin wykonano z czterech losowo wybranych osobników na powierzchniach badanych nieużytków. Gatunkami wytypowanymi do pomiaru zdolności wychwytywania pyłów były wszystkie gatunki drzewiaste na badanych powierzchniach, nawłóć późna i gatunki z rodziny wiechlinowatych. Liście z drzew zerwano z wysokości około 1,6 m, co odpowiada przeciętnej wysokości na której oddycha dorosły człowiek, liście z gatunków zielnych zerwano z jak najwyższej, możliwej wysokości. Liczba liści w próbach różniła się ze względu na ich wielkość zależną od gatunku. Liście

Tabela 1. Metody pomiaru wskaźników – różnorodności gatunkowej roślin, siedliskowe, struktury roślinności i ich usług ekosystemowych
Methods of determining indices of plant species diversity, habitat, vegetation structure and ecosystem services rendered

	Wskaźnik	Metoda pomiaru wskaźnika
Różnorodność gatunkowa roślin	Liczba gatunków	Liczba gatunków roślin naczyniowych na danej powierzchni, nomenklatura wg Mirek et al. (2002).
	Wskaźnik Shannona	Indeks Shannona-Wienera za Magurran(2013), obliczony na podstawie wykazu gatunków i ich pokrycia w runie.
	Hemerobia	Wskaźnik hemerobii wg Sukoppa (1990).
	Antropofity [%]	Udział roślin obcego pochodzenia (Mirek et al. 2002).
	Apofity [%]	Udział rodzimych roślin synantropijnych (Mirek et al. 2002).
	Spontaneofity [%]	Udział spontaneofitów (Mirek et al. 2002).
	Terofity [%]	Udział roślin jednorocznych na podstawie bazy <i>BioFlor</i> (Kühn et al. 2004).
	Urbanofity	Średni udział urbanofitów na podstawie bazy <i>BioFlor</i> (Kühn et al. 2004), obliczony na podstawie wykazu gatunków i ich pokrycia.
	Grupy fitosocjologiczne w warstwie runa [%]	Udział gatunków z klasy <i>Robinietea</i> , <i>Artemisietea</i> , <i>Molinio-Arrhenatheretea</i> , <i>Querc-Fagetea</i> , <i>Salicetea purpureae</i> wg Kaćki et al. (2013), Matuszkiewicz (2014).
Gatunki starych lasów [%]	Udział% gatunków starych lasów w runie wg Dzwonko i Loster (2001) podzielona przez liczbę wszystkich gatunków w badanej powierzchni.	
Rozmnażanie generatywne [%]	Udział% gatunków rozmnażających się generatywnie na podstawie bazy <i>BioFlor</i> ($s = 1$, $sv = 0,5$, $v = 0$) (Kühn et al., 2004).	
Parametry siedliskowe	pH gleby	Odczyn w H ₂ O pomiar za pomocą pehametru CPC-502.
	Węgiel (%)	Zawartość węgla organicznego w wierzchniej warstwie gleby o miąższości 10 cm oznaczona metodą Tiurina (Sapek i Sapek, 1999).
	Wilgotność [%]	Pomiar urządzeniem HH2 z sondą W.E.T.
	Temperatura [°C]	iw.
	Światło [%]	Oświetlenie (PAR) promieniowania fotosyntetycznie czynnego mierzono urządzeniem <i>DataLogger LI-1400</i> z czujnikiem <i>Quantum Sensor LI-190SA</i> .
	Wskaźniki Ellenberga	Średnie wskaźniki liczbowe dla udziału% gatunków warstwy zielonej obliczone na podstawie Ellenberga et al. (1991). L – światło, F – wilgotność podłoża, R – odczyn podłoża, N – zasobność/trofizm podłoża.
Struktura roślinności	Wskaźnik pokrycia liściowego runa (LAI)	Średnia wartość LAI zmierzona przy podłożu pomniejszona o LAI zmierzone na wysokości 1 m (<i>SunScan Canopy Analysis System – Delta-T Devices</i>).
	Wskaźnik pokrycia liściowego podszytu (LAI)	Średnia wartość LAI zmierzona na wysokości 1 m pomniejszona o LAI zmierzone na wysokości 2 m.
	Wskaźnik pokrycia liściowego drzewostanu (LAI)	Średnia wartość LAI zmierzona na wysokości 2 m.
	Zwarcie drzew [%]	Procentowe przesłonięcie nieba przez korony drzew.
	Suma prz. pędów [m ² /ha]	Suma przekrojów wszystkich pni o średnicy powyżej 1 cm na wysokości 1,3 m znajdujących się na badanej powierzchni, obliczona na podstawie obwodów pni.
Usługi ekosystemowe	PM_50 [kg/ha]	Średnia masa pyłu deponowana na liściach roślin z terenów o niskim rocznym zanieczyszczeniu powietrza 50 µg/m ³ (średnie roczne wartości zanieczyszczenia obliczone na podstawie danych ze stacji pomiarowych z platformy <i>Airly</i> , dane ze stacji pomiarowych były pozyskiwane codziennie przez okres roku).
	PM_100 [kg/ha]	Średnią masę pyłów deponowanych na liściach roślin z badanej powierzchni zbieranego w warunkach przy wysokim zanieczyszczeniu powietrza 100 µg/m ³ (metoda obliczenia iw.).
	Wilgotność względna [Δ%]	Różnica w wilgotności powierzchni gleby pomiędzy pomiarem w badanej powierzchni, a intensywnie koszonym trawnikiem. na podstawie co najmniej dwu pomiarów urządzeniem HH2 z sondą W.E.T.
	Temperatura względna [Δ°C]	Różnica temperatury powierzchni gleby pomiędzy pomiarem w badanej powierzchni, a intensywnie koszonym trawnikiem, na podstawie co najmniej dwu pomiarów urządzeniem HH2 z sondą W.E.T.

*Objaśnienia skrótów: s – rozmnażanie generatywne, sv – rozmnażanie mieszane, v – rozmnażanie wegetatywne.

przewieziono do laboratorium i przechowywano w kontrolowanej temperaturze i wilgotności do czasu pełnego wysuszenia. Ilość pyłów zawieszonych oznaczono za pomocą metody opracowanej przez Dzierżanowskiego et al. (2011). W celu porównania zdolności poszczególnych gatunków do akumulacji pyłów zawieszonych mierzono powierzchnię blaszek liściowych przy pomocy urządzenia *Image Analysis System* (*Skye Instruments Ltd*, Wielka Brytania) i oprogramowania *SkyeLeaf*. Następnie obliczono ilość pochłanianych pyłów z blaszki liściowej o średniej wielkości dla danego gatunku. Wartości dla gatunków przeliczono na powierzchnię 1 ha odpowiednio do udziału gatunków w zdjęciu fitosocjologicznym proporcjonalnie do powierzchni ulistnienia (LAI) dla poszczególnych warstw roślinności (Przybysz et al., 2020).

Analizy statystyczne

Jednoczynnikową analizę ANOVA i istotności różnic pomiędzy grupami testem post hoc Fischera wykonano w programie Statistica 10 (www.statsoft.pl), a wieloczynnikową analizę CCA i test Monte Carlo w programie Canoco 5 (www.canoco5.com).

Wyniki

Charakterystyka fitosocjologiczna zbiorowisk nieużytków¹

Badane nieużytki zajmują siedliska żyznych, świeżych i wilgotnych grądów ze związku *Carpinion betuli* na wysoczyźnie i siedliska łągów wierzbowo-topolowych *Populetum albae* z klasy *Salicetea purpureae* w międzywalu Wisły. Roślinność tych siedlisk w skutek działalności człowieka uległa przestrzennemu przemieszaniu, można stwierdzić siedliska łągów na wysoczyźnie w miejscach okresowo zalewanych wodami opadowymi z kanalizacji burzowej i siedliska grądów w zmeliorowanej części doliny Wisły poza wałami.

Zidentyfikowano siedem syntaksonów w randze zespołów występujących powszechnie na nieużytkach Warszawy:

Ch. *Salicetea purpureae* Moor 1958

O. *Salicetalia purpureae* Moor 1958

All. *Salicion albae* Soo 1951

Ass. *Populetum albae* Br.-Bl. 1931 var. *Acer negundo*

Cl. *Robinietea* Jurko ex Hadač et Sofron 1980

O. *Chelidonio-Robinietalia pseudoacaciae* Jurko ex Hadač et Sofron 1980

All. *Chelidonio-Robinietalia pseudoacaciae* Jurko ex Hadač et Sofron 1980

Ass. *Chelidonio-Robinietum* Jurko 1963

All. *Chelidonio-Acerion negundo* L. Ishbirdina et A. Ishbirdin 1991

Ass. *Chelidonio-Aceretum negundi* L. Ishbirdina et A. Ishbirdin 1991

All. *Geo-Acerion platanoidis* L. Ishbirdina et A. Ishbirdin 1991

Ass. *Geo-Aceretum platanoidis* L. Ishbirdina et A. Ishbirdin 1991

Cl. *Agropyretea intermedio-repentis* (Oberd. et al. 1967) Müller et Görs 1969

O. *Agropyretalia intermedio-repentis* (Oberd. et al. 1967) Müller et Görs 1969

¹ Patrz załącznik 1 i 2 na końcu artykułu.

- All. *Convolvulo-Agrophyron repentis* Görs 1966
 Ass. *Calamagrostietum epigeji* Juraszek 1928
 Cl. *Molinio-Arrhenatheretea* R.Tx. 1937
 O. *Arrhenatheretalia elatioris* Pawł. 1928
 All. *Arrhenatherion elatioris* (Br.-Bl. 1925) Koch 1926
 Ass. *Arrhenatheretum elatioris* Br.-Bl. ex Scherr. 1925
 Cl. *Artemisietea vulgaris* Lohm., Prsg et R. Tx. in R.Tx. 1950
 Sub.Cl. *Galio-Urticenea* (Pass. 1967) Th. Müller in Oberd. 1983
 O. *Convolvuletalia sepium* R.Tx. 1950
 All. *Senecion fluviatilis* R.Tx. (1947) 1950 em. R.Tx. 1967
 Ass. *Rudbeckio-Solidaginetum* R.Tx. et Raabe 1950

Zbiorowiska leśne reprezentują zbiorowiska z klasy *Salicetea purpureae* i *Robinietea*. Runo wszystkich leśnych zbiorowisk nieużytków jest zdominowane przez gatunki charakterystyczne dla zbiorowisk z klasy *Robinietea* (tab. 2). W warstwie drzew i podrostu dominują gatunki z klas *Salicetea purpureae*, bądź *Robinietea*. W drzewostanie zespołu *Geo-Aceretum platanoidis* zaznaczają się gatunki z klasy *Quercu-Fagetea* (eutroficzne i mezotroficzne lasy liściaste), w *Populetum albae* gatunki drzew z klasy *Salicetea purpureae*, w *Chelidonio-Robinieta* – robinia akacja (*Robinia pseudoacacia*) a w *Chelidonio-Aceretum negundi* – klon jesionolistny (*Acer negundo*). Najliczniejszymi rodzimymi drzewami nieużytków są gatunki lekkozasienne (np. topole, brzozy), łatwo rozprzestrzeniające się z wiatrem (np. *klon pospolity*) lub przenoszone przez ptaki (np. *jabłoń domowa*). Najbardziej ekspansywnymi gatunkami są drzewa obcego pochodzenia, wspomniany *Acer negundo* i *Robinia pseudoacacia* – ponad połowa badanych powierzchni jest przez nie zdominowana^{1,2}.

Zespół *Populetum albae* var. *Acer negundo* (D)¹

Zespół reprezentowany jest przez fitocenozy znajdujące się na obszarach podlegającym systematycznym zalewom. Okresowe zalewy powodują, że w tych siedliskach drzewostan został zdominowany przez drzewa charakteryzujące się dynamicznym wzrostem, jak *Populus* ssp. (topole) i *Salix* ssp. (wierzby), przy czym szczególnie wyróżnia się *Populus xcanescens* (topola szara) i inne gatunki charakterystyczne dla syntaksonów z klasy *Salicetea purpureae*. Udział *Acer negundo* jest praktycznie stały, ale w starszych płatach zbiorowisk odnawia się słabiej niż topole. W runie stwierdzono kombinację gatunkową charakterystyczną dla *Salicetea purpureae*, w której skład wchodzi – *Glechoma hederacea* (bluszcz kurdybanek), *Poa trivialis* (wiechlina zwyczajna), *Elymus repens* (perz właściwy), *Rubus caesius* (jeżyna popielica), *Lysimachia nummularia* (tojeść rozestana), *Phalaris arundinacea* (mozga trzciniowata), *Calystegia sepium* (kielisznik zaroślowy), *Stachys palustris* (czyściec błotny), ale zajmują one tylko 15,3% powierzchni. Towarzyszy im kombinacja gatunków charakterystyczna dla klasy *Robinietea* – *Galium aparine* (przytulia czepna), *Geum urbanum* (kuklik pospolity), *Chaerophyllum temulentum* (świerząbek gajowy) w warstwie zielnej zajmująca 22,5%. Wkład zespołu do bogactwa gatunkowego miasta jest przeciętne. W zespole odnotowano średnio 15,4 gatunków, w większości pospolitych w mieście

rodzimych, ale o wysokiej hemerobii². Najcenniejsze gatunki, jakie odnotowano, są diagnostycznie ważne dla klasy *Salicetea purpureae*, *Molinio-Arrhenatheretea* – 10,4% i *Quercu-Fagetea* – 10,4%. Średnia zawartość węgla w wierzchniej warstwie gleb, na których znajduje się zespół wynosi 8,8%. Tak wysoka jego zawartość (Wanic et al., 2011) może wskazywać na stabilność zespołu w dłuższej perspektywie czasu. Przy zaniechaniu jakiegokolwiek działalności człowieka zbiorowiska będą prawdopodobnie regenerować się w kierunku łągów topolowych.

Zespół *Chelidonio-Robinetum* (B)¹

Zespół reprezentowany jest przez fitocenozy znajdujące się na terenach przemysłowych, w pobliżu opuszczonych zabudowań, wzdłuż dróg i na dzikich wysypiskach. W skład siedliska wchodzi drzewostany zdominowane przez *Robinia pseudoacacia*, rzadziej inne gatunki drzew charakterystyczne dla klasy *Robinietea*. Gatunkami diagnostycznymi w runie są – *Chelidonium majus* (glistnik jaskółcze ziele) i *Sambucus nigra* (bez czarny). Towarzyszy im kombinacja gatunków charakterystyczna dla klasy *Robinietea* – *Geum urbanum*, *Taraxacum* sect. *Ruderalia*, *Acer platanoides* (klon pospolity) w warstwie zielnej. Nierzadko pojawia się silny nalot siewek, zwykle *Sambucus nigra*, co prowadzi z czasem do silnego zacienienia dna zbiorowiska i redukcji puli gatunkowej warstwy zielnej. Na powierzchniach wykaszanych utrwała się trawiaste synuzjum³ upodabniając zbiorowisko do sporadycznie pielęgnowanych parków miejskich. Wkład zespołu do bogactwa gatunkowego miasta jest mały. Występuje w nim średnio 11,1 gatunków, pospolitych w mieście, o wysokiej hemerobii, a udział gatunków obcych w runie znajduje się na niskim poziomie. Większość gatunków ruderalnych jest charakterystyczna dla klasy *Robinietea* – 62,3% pokrycia (tab. 2). Średnia zawartość węgla w wierzchniej warstwie gleb, na których znajduje się zespół wynosi 3,4% (tab. 4). Tak wysoka jego zawartość (Vítková et al., 2015) może wskazywać na stabilność zespołu w dłuższej perspektywie czasu. Mały udział robinii w podszycie wskazuje, że zbiorowisko pozostanie stabilne do czasu życia dorosłych osobników tego gatunku.

Zespół *Chelidonio-Aceretum negundi* (C)¹

Zespół reprezentowany jest przez fitocenozy znajdujące się na wysoczyźnie i na tarasie zalewowym doliny rzeki. Jego występowanie nie jest zależne od cyklicznych zalewów, dlatego występuje po obu stronach wałów przeciwpowodziowych. Drzewostan zdominowany jest przez *Acer negundo*, wraz z nim pojawiają się rzadziej *Prunus cerasifera* (śliwa wiśniowa) i *Acer platanoides*. Gatunkami diagnostycznymi w runie są – *Viola odorata* (fiołek wonny) i *Humulus lupulus* (chmiel zwyczajny). Towarzyszy im kombinacja gatunkowa charakterystyczna dla klasy *Robinietea* – 46,4% pokrycia oraz *Salicetea purpureae* – 10,5% i *Molinio-Arrhenatheretea* – 10,2% w warstwie zielnej. Struktura roślinności porastającej zbiorowisko jest mocno zależna od dominującego w drzewostanie *Acer negundo*. Klon jesionolistny ma silnie zwarty okap co utrudnia rozwój pokrywy zielnej powstrzymując zmiany sukcesyjne. Wkład zespołu do bogactwa gatunkowego miasta jest niski. Występuje w nim średnio

² Hemerobia: wskaźnik nasilenia synantropizacji roślinności w odpowiedzi na antropopresję (Sukopp, 1972).

³ Synuzjum: zbiorowisko roślinne wyróżnione w oparciu o kryterium strukturalne (Fukarek, 1967).

11,7 gatunków, dość pospolitych w mieście, o względnie wysokiej hemerobii, a udział gatunków obcych w runie znajduje się na niskim poziomie – 11,1% (tab. 2). Średnia zawartość węgla w wierzchniej warstwie gleb (4,5%) oraz duży udział klonu jesionolistnego w podszycie wskazują na względną stabilność zespołu w dłuższej perspektywie czasu.

Zespół *Geo-Aceretum platanoidis* (A)¹

Zespół reprezentowany jest przez stanowiska gatunków nitrofilnych znajdujące się na wysoczyźnie. Drzewostan zdominowany przez *A. platanoides*. Często występują również gatunki typowe dla lasów liściastych związku *Carpinion betuli* (lasy grądowe) – *Quercus robur* (dąb szypułkowy), *Tilia cordata* (lipa drobnolistna), jak i gatunki obcego pochodzenia – *Acer saccharinum* (klon srebrzysty), *Larix kaemferi* (modrzew japoński). Gatunkami diagnostycznymi w runie są – *Geum urbanum*, *Dactylis glomerata* (kupkówka pospolita) i *Lapsana communis* (łoczycza pospolita). Towarzyszy im kombinacja gatunkowa typowa dla klasy *Robinietaea* – *Taraxacum* sect. *Ruderalia*, *Chelidonium majus*, *Sambucus nigra*, *Viola odorata*, *Agrostis capillaris* (mietlica pospolita) w warstwie zielnej. Silny nalot siewek drzew, zwykle *Acer platanoides* i *Sambucus nigra*, prowadzi w późniejszych etapach rozwoju do silnego zacinienia dna zadrzewienia, co powoduje zubożenie warstwy zielnej. Wkład zespołu do bogactwa gatunkowego miasta jest najwyższy spośród nieużytków. Na stanowiskach tego zespołu odnotowano najwięcej gatunków starych lasów (13,6%), w tym kilka rzadkich dla miasta. W zespole występuje średnio 14,2 gatunków, dość pospolitych w mieście, rodzimych o niewysokiej hemerobii. Najwięcej jest gatunków diagnostycznie ważnych dla klasy *Robinietaea*. Istotną rolę odgrywają również gatunki diagnostycznie ważne dla klasy *Querco-Fagetea* – 10,3% (tab. 2). Średnia zawartość węgla w wierzchniej warstwie gleb wynosi 4,5%. Taka zawartość węgla, przy braku jakiegokolwiek działania człowieka, wskazuje, że zbiorowiska te pozostaną stabilne przez dziesiątki lat.

Zbiorowiska nieleśne nieużytków reprezentują zbiorowiska trawiaste z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*, i ruderalne z klas *Artemisietea* i *Epilobietea angustifolii* (tab. 2). Wszystkie utrzymują się co najmniej od kilku lat, jako trwałe zbiorowiska trawiaste dzięki sporadycznemu koszeniu lub dzięki ekspansywnym gatunkom – *Solidago* ssp. (nawłóć), *Calamagrostis epigejos* (trzcinnik piaskowy).

Zespół *Arrhenatheretum* var. *Elymus repens* (E)²

Zespół reprezentowany jest przez fitocenozy trawiaste zajmujące małe powierzchnie wśród zwartej zabudowy. Zespół zdominowany jest przez *Poa pratensis* (wiechlina łąkowa), *Dactylis glomerata* i *Lolium perenne* (życica trwała) – gatunki diagnostycznie ważne dla klasy *Molinio-Arrhenatheretea*. Stałą i znaczącą domieszką jest *Elymus repens* i *Medicago falcata* (lucerna sierpowata). Wkład zespołu do bogactwa gatunkowego miasta jest wyższy niż nieużytków leśnych. Średnio w zespole jest 14,9 gatunków, dość pospolitych w mieście, jednak 22% z nich to gatunki obce. Najwięcej jest gatunków diagnostycznie ważnych dla zbiorowisk z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*, a następnie dla klasy *Robinietaea* – 15,3% (tab. 2). Średnia zawartość węgla w wierzchniej warstwie gleb wynosi 3,13%. Stosunkowo niska zawartość węgla (Poeplau et al., 2016) może wskazywać na postępującą sukcesję ze strony gatunków drzewiastych. Przy braku koszenia w zbiorowisku pojawią się siewki drzew z czasem zacieniające fragmenty łąk. Proces będzie trwał kilkanaście i dłużej lat.

Zespół *Calamagrostietum epigeji* (G)²

Zespół reprezentowany jest przez fitocenozy znajdujące się na wysoczyźnie i na tarasie zalewowym doliny rzeki. Jego występowanie nie jest zależne od cyklicznych zalewów, dlatego występuje po obu stronach wałów przeciwpowodziowych. W fitocenozach reprezentujących zespół dominantą jest *Calamagrostis epigejos*. Na obszarach zajmowanych przez zespół często odnotowuje się – *Solidago canadensis* (nawłóć kanadyjska), *Solidago gigantea* (nawłóć późna), *Agrostis gigantea* (mietlica olbrzymia) i *Poa trivialis*. Wkład zespołu do bogactwa gatunkowego miasta jest przeciętny. W zespole odnotowano średnio 14,6 gatunków, pospolitych w mieście, i stosunkowo dużo gatunków obcych. Należy tu odnotować, że w jednym badanym płacie znaleziono jedyne stanowisko w kraju *Carex melanostachya* (turzyca ciemnokłosa), który był uznany za wymarły (Sikorski et al., 2019). Najwięcej jest gatunków diagnostycznie ważnych dla klasy *Epilobietea angustifolii*. Średnia zawartość węgla w wierzchniej warstwie gleb wynosi 3,1%, co jest wartością stosunkowo niską (Wanic et al., 2011). Ze względu na duże zagęszczenie roślinności zielnej nalot samosiewów złożony z *Acer negundo*, *Salix fragilis* (wierzba krucha) i *Salix alba* (wierzba biała) rozwija się powoli, co powoduje, że siedlisko jest stabilne.

Zespół *Rudbeckio-Solidaginetum* (F)²

Zespół reprezentowany jest przez fitocenozy znajdujące się na tarasie zalewowym doliny rzeki. Jego występowanie nie jest zależne od cyklicznych zalewów, dlatego występuje po obu stronach wałów przeciwpowodziowych. W fitocenozach reprezentujących zespół dominantą są nawłocie. Na obszarach zajmowanych przez zespół licznie odnotowuje się – *Calamagrostis epigejos*, *Tanacetum vulgare* (wrotycz zwyczajny), *Urtica dioica* (pokrzywa zwyczajna) i *Cirsium arvense* (ostrożeń polny). Wkład zespołu do bogactwa gatunkowego miasta jest niski. W zespole odnotowano najwyższą średnią liczbę gatunków spośród nieużytków – 16,1, względnie pospolitych w mieście, jednak duża ich część do gatunki obcego pochodzenia. Najwięcej jest gatunków diagnostycznie ważnych dla klasy *Artemisietea* – 53% pokrycia. Niewielką rolę odgrywają tu diagnostycznie ważne dla klasy *Robinietaea* – 11,8% (tab. 2). Średnia zawartość węgla w wierzchniej warstwie gleb, na których znajduje się zespół wynosi 2,24%, co jest wartością stosunkowo niską (Wanic et al. 2011). Nalot samosiewów złożony z *Acer negundo*, *Crataegus monogyna* (głóg jednoszyjkowy) i *Prunus cerasifera* rozwija się bardzo powoli, czego przyczyną są gęste łąny *Solidago* spp. Zbiorowisko jest względnie stabilne przez co najmniej 20 lat.

Analiza CCA wyjaśnia 13,6% zróżnicowania roślinności nieużytków pod względem siedliskowym. Głównymi czynnikami wpływającymi na jej kształt są zawartość węgla w podłożu, ilość dostępnego światła, podatność na nagrzewanie i retencję wody oraz wartość pH (ryc. 2, tab. 3). Poszczególne powierzchnie badanej roślinności układają się na wykresie w gradiencie względem tych parametrów w sposób uporządkowany. Po lewej części diagramu CCA usytuowane są powierzchnie związane z żyznymi i okresowo wilgotnymi siedliskami łągowymi, z prawej z żyznymi i umiarkowanie wilgotnymi siedliskami grądowymi (ryc. 2). Powierzchnie *Populetum albae* var. *Acer negundo*, położone po prawej stronie, to postacie zespołu na siedliskach niezwiązanych z dolinami, jednak poddane okresowym zalewom ze względu na specyficzne ukształtowanie terenu powstałe w wyniku działalności człowieka. Analogiczna sytuacja dotyczy się zbiorowisk *Rudbeckio-Solidaginetum*, które

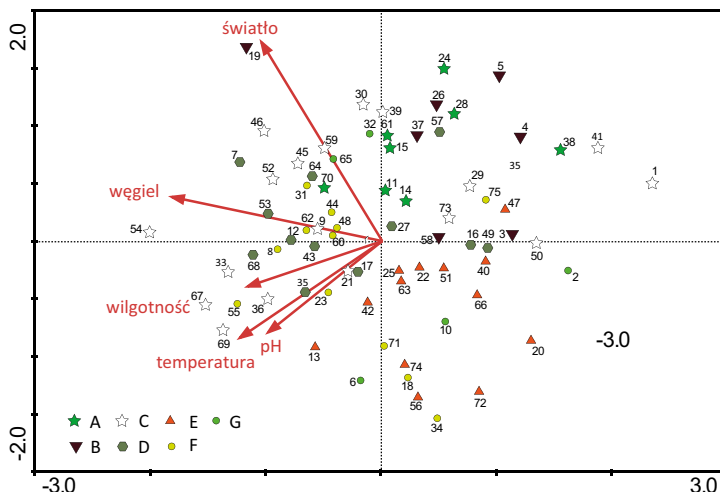
Tabela 2. Wskaźniki różnorodności gatunkowej roślin, fitosocjologiczne i siedliskowe dla poszczególnych typów zbiorowisk nieużytków. Oznaczenia A-G patrz rycina 2 ($p < 0,05$ – istotność statystyczna, ns – wynik nieistotny statystycznie, a, b, c – grupy homogeniczne)

Indices of plant species diversity, phytosociology and habitat in regard to the different types of wasteland community identified. For designations A-G see Fig. 2 ($p < 0.05$ – statistical significance, ns – non-significant statistically, a, b, c – homogeneous groups)

Typ	A	B	C	D	E	F	G	p
N	8	7	18	12	13	12	5	
Wskaźniki różnorodności gatunkowej roślin								
Liczba gatunków	14,25	11,14	11,78	15,42	15,92	16,17	14,60	ns
Shannon-Wiener	1,79	1,39	1,69	1,79	1,94	1,78	1,67	ns
Hemerobia	3,85a	3,98ab	3,74a	4,01a	4,21ab	4,62b	4,10ab	0,01
Urbanofity	2,76ab	3,19b	2,63a	2,60a	2,84ab	2,63a	2,63a	0,00
Antropofity	3a	7a	11a	20ab	22ab	37b	22ab	0,00
Apofity	52ab	67ab	57a	47ab	46ab	24b	57a	0,00
Spontaneofity	45	26	32	33	32	39	20	ns
Terofity	0a	6ab	5a	11ab	18ab	23b	14ab	0,00
Gatunki starych lasów	13,6b	5,8ab	5,6ab	5,6ab	2,6a	0,9a	1,3a	0,00
Rozmnażanie generatywne	56,8ab	59,1ab	61,0ab	65,1ab	73,6b	67,5ab	45,2a	0,01
Grupy fitosocjologiczne w warstwie runa [%]								
<i>Robinieta</i>	43,2a	62,3a	46,4a	22,5b	14,9b	11,8b	5,1b	0,00
<i>Artemisietea</i>	10,8ab	4,8a	8,9ab	20,3b	11,5ab	53,0c	22,4ab	0,00
<i>Molinio-Arrh.</i>	12,1a	1,6a	10,2a	11,1a	40,7b	9,7a	11,5a	0,00
<i>Quercu-Fagetea</i>	10,3	0,6	8,7	10,4	0,4	0,2	0,0	ns
<i>Salicetea purpureae</i>	0,1ab	0,0ab	10,5bc	15,3c	1,6ab	0,5a	5,7abc	0,03
Czynniki siedliskowe								
pH	6,83ab	6,61a	7,25b	7,06ab	7,08ab	7,35b	6,97ab	0,16
Węgiel (%)	3,45b	3,33b	4,54b	8,80a	3,13b	2,24c	3,13b	0,00
Wskaźniki ekologiczne roślin Ellenberga								
L – światło	6,26c	6,36ac	6,92ab	6,90ab	6,94ab	7,18b	6,94abc	0,00
F – wilgotność podłoża	6,02	5,84	6,06	6,30	5,81	6,35	6,19	ns
R – odczyn podłoża	6,79	6,12	6,77	6,53	6,12	6,17	6,75	ns
N – zasobność/trofizm podłoża	5,85	5,51	5,95	6,31	5,37	5,99	6,00	ns

głównie występują w dolinie rzeki, ale również nielicznie występują na wysoczyźnie. *Chelidonio-Aceretum negundi* i *Calamagrostietum epigeji* mają szerokie spektrum występowania. Zespołami występującymi niemal wyłącznie poza dolinami są *Chelidonio-Robinetum*, *Geo-Aceretum platanoidis* i łąki ze związku *Arrhenatherion* var. *Elymus repens*. Czynniki siedliskowymi najlepiej wyjaśniającymi zmienność poziomą jest pH, wilgotność i zawartość węgla w podłożu (tab. 2).

Wszystkie badane zbiorowiska powstały spontanicznie. Są to zbiorowiska stabilne, zbudowane z rodzimych gatunków wieloletnich – spontaneofitów i apofitów, rozmnaża-



Ryc. 2. Diagram CCA przedstawiający zróżnicowanie zbiorowisk nieużytków na tle czynników siedliskowych A. *Geo-Aceretum platanoidis*, B. *Chelidonio-Robinetum*, C. *Chelidonio-Aceretum negundi*, D. *Populetum albae* var. *Acer negundo*, E. *Arrhenatheretum* var. *Elymus repens*, F. *Rudbeckio-Solidaginetum*, G. *Calamagrostietum epigeji*

CCA diagram setting the differentiation present in the wasteland communities against habitat factors

Tabela 3. Wpływ parametrów glebowych na model CCA ($p < 0,05$ – istotność statystyczna)
The impact of soil parameters on the CCA model ($p < 0.05$ – statistical significance)

Parametr	Lambda	P	F
węgiel	0,35	0,002*	1,97
światło	0,32	0,002*	1,76
temperatura	0,28	0,002*	1,62
wilgotność	0,25	0,022*	1,45
pH	0,23	0,036*	1,32

*Cechy, które mają istotny wpływ na model porządkowania przy $p < 0,05$ na podstawie testu Monte Carlo.

jących się generatywnie o wysokim stopniu urbanofilności i hemerobii, przy czym udział gatunków wybitnie trwałych – starych lasów jest bardzo mały (tab. 2).

Struktura zbiorowisk nieużytków i wielkość usług ekosystemowych

Różnice w strukturze roślinności dotyczą głównie zagęszczenia zdrewniałych pędów. Wśród zadrzewień zespół *Chelidonio-Aceretum negundi* odznacza się największą ilością pędów. Suma przekrojów drzew na tych powierzchniach wynosiła średnio 5072 m²/ha. W pozostałych zbiorowiskach leśnych wartość ta była o 1/3 niższa. Wszystkie zbiorowiska nieleśne są zasiedlane przez młode drzewa w podobnym tempie. Ich zagęszczenie w badanych płatach jest niewielkie i wynosi ok. 340 m²/ha.

Zwarcie warstwy drzew w zbiorowiskach leśnych pochodzących z różnych syntaksonów jest podobne i wynosi 70-85%. Również wartość LAI warstwy drzew i krzewów przyjmuje podobne wartości we wszystkich zbiorowiskach drzewiastych (tab. 4). Ulistnienie okapu

drzew w zespole *Chelidonio-Robinetum* jest najwyższe 5,43, a *Populetum albae* najniższe 3,78. Z kolei warstwa podrostu w zespole *Chelidonio-Robinetum* jest najniższa i wynosi 0,24, a w *Chelidonio-Aceretum negundi* najwyższa 0,77. Warstwa runa we wszystkich zespołach osiąga zbliżone wartości oscylujące w przedziale 1,1-1,6. Ogólne ulistnienie zespołu *Rudbeckio-Solidaginetum* jest wyjątkowo wysokie – 3,64. Natomiast najmniejsze ogólne ulistnienie odnotowano w zespole *Arrhenatheretum* – 1,94 (tab. 4).

Wielkości usług ekosystemowych pełnionych przez badane zbiorowiska przyjmują podobne wartości. Największe statystyczne różnice odnotowano w przypadku pochłaniania pyłów przez rośliny. Zespół *Chelidonio-Robinetum* pochłania ich najwięcej spośród badanych zespołów. Jest w stanie w warunkach silnego zanieczyszczenia powietrza pochłonąć kilka razy więcej pyłów niż analogiczne zbiorowisko *Geo-Aceretum platanoidis*, czy zbiorowiska nieleśne. Jego potencjał rośnie wraz z wzrostem zanieczyszczenia powietrza. W przypadku niskiego zanieczyszczenia powietrza różnice w pochłanianiu pyłów pomiędzy zbiorowiskami się zacierają (tab. 4). W badanych zbiorowiskach nie odnotowano statystycznie istotnych różnic w ochronie przed wysuszeniem podłoża. Z drugiej strony wszystkie zbiorowiska chronią przed wysuszeniem lepiej od intensywnego trawnika. Średnie różnice temperatur wskazują, że wychładzanie podłoża najbardziej ogranicza okap *Chelidonio-Aceretum negundi* i *Chelidonio-Robinetum* (tab. 4).

Tabela 4. Wskaźniki struktury zbiorowisk i usług ekosystemowych dla poszczególnych typów zbiorowisk nieużytków Oznaczenia A-G – patrz rycina 2

Indices noted for community structure and ecosystem services in the case of the different types of community of wasteland vegetation. For indications A-G – see Fig. 2

Typ	A	B	C	D	E	F	G	p
Struktura zbiorowisk								
Wskaźnik pokrycia liściowego runa (LAI)	1,65a	1,14a	1,27a	1,47a	1,93a	3,64b	2,48ab	0,00
Wskaźnik pokrycia liściowego podrostu (LAI)	0,42	0,24	0,77	0,37	0,43	1,05	0,68	n.s
Wskaźnik pokrycia liściowego drzew (LAI)	4,65a	5,43a	4,65a	3,78a	0,36b	0,44b	0,56b	0,00
Zwarcie drzew [%]	69,49a	84,19a	75,50a	73,38a	0,00b	0,00b	0,00b	0,00
Przekrój pędów [m ² /ha]	3225ab	2714ab	5072b	2875ab	346a	342a	340a	0,01
Usługi ekosystemowe								
Pochłanianie pyłów (PM) przez roślinność w warunkach przeciętnego (50) i dużego (100) zanieczyszczenia powietrza								
Pochł. pyłów (PM 50) [kg/ha]	1,5a	1,2abc	1,4a	1,3ac	0,2d	0,8bc	0,4bd	0,00
Pochł. pyłów (PM 100) [kg/ha]	5,7ab	26,5c	7,2ab	9,1b	2,8a	11,4b	6,9ab	0,00
Retencjonowanie wody i wychładzanie podłoża względem murawy trawnikowej								
Wilgotność względna [Δ%]	1,13	1,23	2,55	1,56	1,68	1,74	1,30	n.s
Temperatura względna [Δ°C]	0,85ab	0,82a	0,84a	0,89abc	0,96c	0,93bc	0,91abc	0,03

Dyskusja

Charakterystyka fitosocjologiczna roślinności nieużytków

Zbiorowiska roślinne warszawskich nieużytków, występujące na siedliskach roślinności ze związku *Carpinion betuli* i ass. *Populetum albae*, opisują w większości znane jednostki fitosocjologiczne. Wyjątkiem są zadrzewienia należące do klasy *Robinietea* (Chytrý et al., 2013; Kącki et al., 2013; Mucina et al., 2016), których pozycja syntaksonomiczna w randze zespołu w Polsce nie jest jednoznaczna. Lasy są wyraźnie zdominowane przez gatunki drzew obcego pochodzenia lub rodzime gatunki o charakterze pionierskim, ale wymagają długotrwałych obserwacji, gdyż wydaje się, że starzejące się osobniki inwazyjne nie odnawiają się skutecznie. Ich runo w większości zbudowane jest z gatunków klasy *Robinietea*, wcześniej przypisywanych w dużej mierze do klasy *Artemisietea* (Matuszkiewicz, 2014). Ze względu na ich trwałość i brak badań dowodzących, że w dłuższym okresie ich udział maleje, zbiorowiska nieużytków zdominowane przez gatunki inwazyjne należy określić jako ekosystemy nowe (Hobbs et al., 2009).

Roślinność łągów *Populetum albae* var. *Acer negundo* w strefie miast jest szczególnie silnie podatna na antropopresję (Dyderski i Jagodziński, 2019a; Sikorska et al., 2019). Zanik epizodycznych zalewów spowodowany zmianami klimatu i regulacjami koryta górnego biegu, postępujący proces grądowienia i wynikający z tego ciąg sukcesyjny prowadzi do regresji zespołu. Częstym efektem tych niekorzystnych zjawisk jest pojawienie się neofitu *A. negundo*, który przekształca drzewostany zespołów leśnych (Dyderski i Jagodziński, 2014).

Zespół *Geo-Aceretum platanoidis* nie był wyróżniany dotąd w Polsce. Jednak roślinność tworząca charakterystyczną kombinację gatunków dla tej jednostki występuje powszechnie w miastach. Zespół zajmuje duże płaty nieużytków zdominowane przez rodzime gatunki drzew, łatwo rozprzestrzeniające się, niekiedy sztucznie wprowadzone (Yeremenko, 2019). Do tego zespołu kwalifikują się również zapuszczone parki, gdzie runo nie jest koszone przez dłuższy czas. Dotąd jednostka ta była traktowana jako forma regeneracyjna grądów ze związku *Carpinion betuli* (Sikorski, 2018). Dawniej jednostkę ujmowano w klasie *Artemisietea*. Wydzielenie klasy *Robinietea* (Mucina et al., 2016), nakazuje konsekwentnie klasyfikować do niej takie powierzchnie. Z braku wykonanej na dużej próbie rewizji systematycznej w Polsce zespół wyróżniony w Ukrainie i Rosji (Ishbirdina i Ishbirdin, 1991) wydaje się najwłaściwszym odniesieniem. Jednak stwierdzenie to ma szerszy kontekst, który wymaga wyjaśnienia. Wiąże się to z pytaniem – jak ujmować zbiorowiska trwałych nieużytków z gatunkami inwazyjnymi jako długookresowych postaci regeneracyjnych i degeneracyjnych w odniesieniu do typów roślinności potencjalnej? W klasycznym ujęciu, zbiorowiskom zdegradowanym przypisywano jednoznacznie jeden kierunek określony zbiorowiskiem potencjalnym. Miało to duże znaczenie praktyczne i ułatwiało zrozumienie procesów przyrodniczych na tle ogromnej przypadkowości procesów urbanizacyjnych. Procesy te doprowadziły do tak dużych zmian w środowisku, że w jednym płacie występują gatunki, które naturalnie praktycznie nie miały szans pojawić się obok siebie, a kierunek sukcesyjnych zmian stał się niewyraźny. Wątpliwości dotyczące przebiegu kierunku sukcesji pojawiały się już w połowie XX w. (Wolak, 1969). Rozwiązaniem niejasnego przebiegu sukcesji mogą być ekosystemy nowe (Hobbs et al., 2009), Jednak ich pozycja nie jest ugruntowana i są szeroko dyskutowane i krytykowane (Murcia et al., 2014). Pojawiła się nierozstrzygnięta kwestia progów ekologicznych, które nowy ekosystem przekroczył, co skutkuje znacząco zmienionym składem gatunkowym i trwałości. Zwrócono przy okazji

uwagę na niespójności w klasyfikacjach ekosystemów w literaturze (Morse et al., 2014). Koncepcja „nowego ekosystemu” nie została poddana gruntownej walidacji empirycznej właściwej dla nauki. Obawiano się, że może prowadzić to do niepożądanych rezultatów w zarządzaniu ekosystemami, prawie ochrony środowiska i polityce (Murcia et al., 2014). Najbardziej kontrowersyjne w koncepcji ekosystemów nowych jest twierdzenie o nieodwracalności progów ekologicznych. W badanych w Warszawie nieużytkach zauważalne jest rozmywanie się gradientów siedlisk potencjalnych. Prowadzone od 20 lat obserwacje nad trwałością tych zbiorowisk sugerują czasowe powstawanie zbiorowisk, które przez jakiś czas trudno przypisać do konkretnego siedliska potencjalnego. W wielu przypadkach wyraźny jest proces wycofywania się gatunków inwazyjnych, które wcześniej dominowały i zauważa się brak ich skutecznego odnawiania. Nie zaobserwowano przy tym całkowitego procesu przejścia z ekosystemu nowego z gatunkami inwazyjnymi do ekosystemu naturalnego. Dobrze sytuację opisuje pojęcie ekosystemu „hybrydowego” (Morse et al., 2014). Pojęcie ekosystemu „czasowo zaburzonego”, gdzie zmiany w siedlisku zaszły na tyle duże, że identyfikacja siedliska potencjalnego po roślinności jest trudna lub niemożliwa również pasuje do zbiorowisk roślinności występujących na warszawskich nieużytkach. Dopiero obserwacja płatów w przyszłości ujawni ich faktyczny kierunek sukcesji.

Zespół *Chelidonio-Robinetum* został opisany w Polsce pod koniec XX w. i zaklasyfikowany do klasy *Artemisietea* (Świerkosz, 1993; Endler et al., 1999). Zajmuje mezofilne siedliska lasów liściastych (Smahliuk, 2017). W starszych opisach tego zespołu z Polski, podobnie jak w badanych nieużytkach, wyraźnie dominują gatunki z klasy *Robinetea*. Wiele tych powierzchni zaadaptowano na tereny parkowe z trawiastym runem i zubożonym podszytem (Świerkosz, 1993), na których kilkuletnie zaprzestanie pielęgnacji prowadzi do szybkiego wykształcenia się podrostu *Sambucus nigra*, *A. negundo* i *R. pseudoacacia*. W Polsce zespół ma charakter antropogeniczny i nie rozprzestrzenia się tak silnie jak w krajach sąsiednich – w Ukrainie (Smahliuk, 2017), Litwie (Marozas et al., 2015) i Czechach (Vítková i Kolbek, 2010; Chytrý et al., 2013). Zespół ma wiele postaci, które często nawiązują do silnie nitrofilnego *Balloto nigrae-Robinion* (Hadač i Sofron, 1980) lub do *Gallio aparines-Robinetum* (Smahliuk, 2017) związanego z zalewanymi siedliskami. Badania nad nieużytkami Warszawy wskazują, że siedliskami zajmowanymi przez *Robinia pseudoacacia* są siedliska zdegradowanych grądów i pozbawionych zalewów grądowiejących łągów topolowych (z obserwacji można dodać, że sporadycznie zajmuje nawet siedliska borów mieszanych, czego w badaniach nie udokumentowano). Zespół *Chelidonio-Robinetum* jest trwały, a wraz ze starzeniem się drzew inwazyjnych nie odtwarza się rodzima roślinność naturalnych lasów (Benesperi et al., 2012). *Robinia pseudoacacia* wnika na siedliska leśne i zastępuje rodzimą roślinność leśną (Vítková et al., 2017) zmieniając warunki fizykochemiczne podłoża (Nascimbene et al., 2015). Z *Robinia pseudoacacia* związane są bakterie wiążące azot, które wzbogacają zasoby tego pierwiastka w glebie (Macedo et al., 2008), powodujące gwałtowny wzrost produktywności (Kleinbauer et al., 2010) i w konsekwencji zmiany w składzie gatunkowym zbiorowisk roślinnych (Benesperi et al., 2012; Vítková et al., 2017).

Zespół *Chelidonio-Aceretum negundi* nie był opisywany w Polsce, choć znany jest z krajów sąsiednich (Passarge, 1990; Batanjski et al., 2015; Yeremenko, 2019; Veselkin i Dubrovin, 2019). Pospolite zbiorowiska zdominowane przez *Acer negundo* w Polsce określane były jako zbiorowiska nieustabilizowane np. *Acer negundo-Elymus repens* (Adamczak, 2007). Trudno jest opisać jednostkę z klonem jesionolistnym o tak szerokim

spektrum ekologicznym, a w warunkach Warszawy przenikającą do niemal wszystkich żyznych siedlisk (ryc. 2). Wydzielenie klasy *Robinietea* (Mucina et al., 2016) i względnie duża trwałość zbiorowisk konsekwentnie nakazuje wyodrębnienie jednostki, a *Chelidonio-Aceretum negundi* opisane przez Ishbirdinę i Ishbirdina (1991) wydaje się właściwym wyborem. Rozstrzygnięcia wymaga, czy *Chelidonium majus* jest gatunkiem charakterystycznym dla *Chelidonio-Robinetum* czy *Geo-Aceretum platanoidis*. Kwestię tę powinna rozstrzygnąć rewizja syntaksonomiczna klasy *Robinietea* dla Polski. Zespół zdominowany jest przez inwazyjny gatunek *Acer negundo*, który dzięki wysokiej zdolności do adaptacji, lepiej od gatunków rodzimych, znosi niekorzystne warunki i potrafi efektywnie wykorzystać dostępne zasoby. Badania nad pokryciem liściowym roślin w nieużytkach wykazały, że w warunkach nieograniczonego światła powierzchnia liści *Acer negundo* była znacznie większa niż gatunków rodzimych. Klon wykazuje do tego większą plastyczność w alokacji liści, efektywniej korzystając ze światła i utrudniając osiedlanie się innych gatunków, w tym rodzimych, pod jego okapem (Porté et al., 2011; Bottollier-Curtet et al., 2012). W warunkach dużej konkurencji *A. negundo* ma zdolność wytwarzania nowych, licznych pędów wegetatywnych, przez co w zasiedlonych powierzchniach tworzy jednogatunkowe drzewostany (Lamarque et al., 2012). Badane zbiorowiska *Chelidonio-Aceretum negundi* uznano jako ekosystemy trwałe, choć w literaturze są doniesienia o zastępowaniu *Acer negundo* przez rodzime drzewostany liściaste, głównie *Acer platanoides*, co prowadzi do jego transformacji w zespół *Chelidonio-Aceretum negundi* var. *Acer Platanoides*. Zespół *Chelidonio-Aceretum negundi* zajmuje obszary, na których pierwotnie znajdowały się lasy *Carpinion betuli*, *Salicion albae* (zarośla i lasy wierzbowe w dolinach rzek na niżu i pogórzu) i *Alno-Ulmion* (lasy łęgowe). Zajmuje przede wszystkim obszary rozlewisk, wąwozy, zbocza dolin rzecznych (Smahliuk, 2017). Zespół zbudowany jest głównie z gatunków charakterystycznych dla jednostek fitosocjologicznych z klasy *Robinietea*.

Wyróżnione zespoły nieleśne warszawskich nieużytków były opisywane w literaturze dotyczącej terenów ruderalnych. Zespół *Calamagrostietum epigeji* znany jest z zasiedlania różnych biotopów, najczęściej piaszczystych stanowisk, ale też zasobniejszych siedlisk na obszarach poprzemysłowych (Młynkowiak et al., 2014). Płaty tego zespołu notowano najczęściej na żyznych terenach podmiejskich oraz w starych dzielnicach miast (Ziarnek, 2009), jednak mogą również pojawiać się na suchych siedliskach ruderalnych. Na badanym terenie zespół najczęściej występował na siedliskach przejściowych między łęgami topolowymi w dolinie i grądami na wysoczyźnie (ryc. 2). Wydaje się, że oddzielenie dużego obszaru tarasu zalewowego rzeki w wyniku budowy wałów przeciwpowodziowych i wynikająca z tego urbanizacja doliny rzecznej przyczyniają się do poprawy warunków występowania tego zespołu w miastach. Ekspansję zespołu indukuje jeszcze intensyfikacja zjawiska miejskiej wyspy ciepła i przyspieszony odpływ wód powierzchniowych wynikający z uszczelnienia zlewni. Następstwem tych zjawisk jest występowanie okresowych susz, które sprzyjają rozwojowi tego zespołu. Zespół *Rudbeckio-Solidaginetum*, podobnie jak poprzedni, zasiedla wiele różnych typów podłoża i o różnym stopniu uwodnienia (Tüxen, 1950; Hejny et al., 1979; Świąś, 1995). W literaturze pojawiają się różne ujęcia zespołu, od wąskiego w trzech jednostkach – *Rudbeckietum laciniatae*, *Solidaginetum canadensis* i *Solidaginetum giganteae* (Świąś, 1995), po szerokie ujęcie zbiorowe – *Rudbeckio-Solidaginetum* (Matuszkiewicz, 2014). Zbiorowiska zdominowane przez *Elymus repens* powszechnie stwierdzane są na terenach zdegradowanych, zajmowanych w przeszłości przez żyzne siedliska ze związku *Carpinion betuli* (Kutyna et al., 2010). W badanych nie-

użytkach również to zaobserwowano. Biorąc powyższe pod uwagę można stwierdzić dużą trwałość tego zbiorowiska trawiastego w warunkach miejskich.

Struktura roślinności i wielkość usług ekosystemowych

Zagęszczenie zdrewniałych pędów roślin w nieużytkach znajdujących się w dolinie rzecznej jest zbliżone do zagęszczenia spotykanego w łągach o podobnym wieku (Sikorska et al., 2019). Może to wynikać z powszechnie występujących na tych nieużytkach topól i wierzb, które dzięki bardzo dużym obwodom pni zawyżają ogólne zagęszczenie zdrewniałych pędów. Pomiędzy stwierdzonymi zespołami leśnymi odnotowano różnice w zagęszczeniu pędów na powierzchni, gdzie zespół *Chelidonio-Aceretum negundi* odznacza się największym zagęszczeniem. Jest to wynik strategii *Acer negundo* i rozwijających się dodatkowych pędów wegetacyjnych (Lamarque et al., 2012) oraz plastyczności budowy koron, co powoduje silne zwarcie najwyższego okapu drzew i ograniczenie dostępu dla roślin rosnących poniżej (Porté et al., 2011; Bottollier-Curtet et al., 2012). Dojrzałe postacie zbiorowisk *Geo-Aceretum platanoidis* i *Populetum albae* są wyższe od zadrzewień gatunków inwazyjnych, jednak nie przekłada się to na wyższe wartości LAI. Nie odnotowano statystycznie istotnych różnic w wielkości ulistnienia (tab. 4). Gatunki inwazyjne nie odznaczają się wzmożonym rozwojem liści (Dyderski i Jagodziński, 2019b). Również nie odnotowano statystycznie istotnych różnic w zwarciu koron drzew, jednak najwyższe wartości uzyskał zespół *Chelidonio-Robinetum*. Jest to powiązane ze strategią *Robinia pseudoacacia* polegającą na wytworzeniu bardzo sprężystego i twardego drewna (Pollet et al., 2012) i stosunkowo efektywnego ulistnienia na wąskiej przestrzeni okapu (Dyderski i Jagodziński, 2019b). Pozwala to wytworzyć niewysoki, zwarty, najbardziej ulistniony okap drzew, przy minimalnym ulistnieniu podrostu i runa (tab. 4). Starzenie się drzewostanu robinii i spadek jego ulistnienia nie powodują wyraźnego odtwarzania się roślinności naturalnych lasów (Benesperi et al., 2012), gdyż *Robinia pseudoacacia* zmienia trwale warunki fizykochemiczne podłoża (Nascimbene et al., 2015). W przypadku zbiorowisk nieleśnych warto zwrócić uwagę na zespół *Rudbeckio-Solidaginetum*, który ma najbardziej rozwinięty górny okap liści. Powiązane jest to z powszechnie występującą w tym zespole nawłocią, która charakteryzuje się wysoką częścią nadziemną w porównaniu do innych roślin zielnych.

Wielkość badanych usług ekosystemowych w nieużytkach leśnych i nieleśnych jest zbliżona. W warunkach silnego zanieczyszczenia najwięcej pyłów pochłania zespół *Chelidonio-Robinetum*. W warunkach niskiego zanieczyszczenia różnice pomiędzy zespołami maleją, jednak zbiorowiska zdominowane przez gatunki inwazyjne pochłaniają więcej pyłów, od zdominowanych przez gatunki rodzime (Przybysz et al., 2020). Skłania to do weryfikacji ogólnie przyjętej, negatywnej opinii o gatunkach inwazyjnych. Szczególnie w przypadku kiedy znajdują się na obszarach silnie zurbanizowanych, gdzie stężenie zanieczyszczeń w powietrzu jest istotnym problemem. Potencjał do pochłaniania pyłów jest zależny od struktury warstwowej roślinności, gdzie wysokie stare zadrzewienia mają najwyższy potencjał do ich pochłaniania (Derkzen et al., 2015; Mexia et al., 2018). W przypadku nieużytków warto rozważyć tworzenie ostoi usług ekosystemowych (Sikorska et al., 2021), które pozwolą je uchronić przed przekształceniem w tereny zabudowane.

Wnioski

Zbiorowiska roślinne porastające nieużytki miejskie są słabo rozpoznane. Nieużytki są miejscem ekspansji wielu gatunków obcych, ale także rzadkich gatunków rodzimych, czego przykładem jest *Carex melanostachya*. Wskazane korzyści z występowania roślinności nieużytków w pochłanianiu pyłów, wychładzania powierzchni ziemi i ograniczania jej wysuszenia, skłaniają do przewartościowania znaczenia tych zbiorowisk w mieście. Zachowanie roślinności nieużytków i jej długofalowe przekształcanie bez utraty aktualnych usług wymaga dogłębnego poznania. Wyniki naszej pracy pozwalają na zmianę praktyk planistycznych i wskazują kierunki dalszego postępowania.

Ryciny i tabele, pod którymi nie zamieszczono źródeł, są opracowaniami własnymi autorów artykułu.

Piśmiennictwo

- Adamczak, A. (2007). *Acer negundo* L. i *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh. jako kenofity inicjujące rozwój formacji drzewiastej na odłogach. *Przegląd Przyrodniczy*, 18, 243-253.
- Anderson, E.C., & Minor, E.S. (2019). Assessing social and biophysical drivers of spontaneous plant diversity and structure in urban vacant lots. *Science of the Total Environment*, 653, 1272-1281. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.006>
- Batanjski, V., Kabaš, E., Kuzmanović, N., Vukojičić, S., Lakušić, D., & Jovanović, S. (2015). New invasive forest communities in the riparian fragile habitats-the case study from Ramsar site Carska bara (Vojvodina, Serbia). *Šumarski List*, 139, 155-168.
- Bencatová, B., & Bencat, T. (2005). The black Locust Communities in the Northern Part of "Pohronská pahorkatina" Hills. *Thaiszia*, 15, 191-195.
- Benesperi, R., Giuliani, C., Zanetti, S., Gennai, M., Lippi, M. M., Guidi, T.,... & Foggi, B. (2012). Forest plant diversity is threatened by *Robinia pseudoacacia* (black-locust) invasion. *Biodiversity and Conservation*, 21, 3555-3568. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0380-5>
- Bonthoux, S., Brun, M., Di Pietro, F., Greulich, S., & Bouché-Pillon, S. (2014). How can wastelands promote biodiversity in cities? A review. *Landscape and urban planning*, 132, 79-88. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.08.010>
- Bottollier-Curtet, M., Charcosset, J.Y., Poly, F., Planty-Tabacchi, A.M., & Tabacchi, E. (2012). Light interception principally drives the understory response to boxelder invasion in riparian forests. *Biological Invasions*, 14, 1445-1458. <https://doi.org/10.1007/s10530-011-0170-0>
- Braun-Blanquet, J. (1964). *Pflanzensoziologie*. Wien, New York: Springer.
- Chytrý, M., Douda, J., Roleček, J., Sádlo, J., Boublík, K., Hédli, R.,... & Kočí, M. (2013). *Vegetace České republiky 4. Lesní a křovinná vegetace*. Praha: Academia.
- Ćwikliński, E. (1970). Notatki florystyczne z województwa szczecińskiego. *Bad. Fizjogr. Pol. Zach., Ser. B, Biol*, 23, 261-263.
- Del Tredici, P. (2010). Spontaneous urban vegetation: reflections of change in a globalized world. *Nature and Culture*, 5(3), 299-315. <https://doi.org/10.3167/nc.2010.050305>
- Derkzen, M.L., van Teeffelen, A.J., & Verburg, P.H. (2015). Quantifying urban ecosystem services based on high-resolution data of urban green space: an assessment for Rotterdam, the Netherlands. *Journal of Applied Ecology*, 52(4), 1020-1032. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12469>

- Doomi, M.B., Aldayafah, O., & Hazaymeh, K. (2016). The effects of land cover changes on land surface temperature in Amman; an urban climate change study. *Dirasat: Human and Social Sciences*, 43(2).
- Dyderski, M.K., & Jagodziński, A.M. (2014). Synantropizacja zbiorowisk łągowych ze związku *Salicion albae* w południowej części Poznania. *Acta Botanica Silesiaca*, 10, 41-69.
- Dyderski, M.K., & Jagodziński, A.M. (2019a). Context-dependence of urban forest vegetation invasion level and alien species' ecological success. *Forests*, 10(1), 26. <https://doi.org/10.3390/f10010026>
- Dyderski, M.K., & Jagodziński, A.M. (2019b). Similar impacts of alien and native tree species on understory light availability in a temperate forest. *Forests*, 10(11), 951. <https://doi.org/10.3390/f10110951>
- Dzierżanowski, K., Popek, R., Gawrońska, H., Sæbø, A., & Gawroński, S. W. (2011). Deposition of particulate matter of different size fractions on leaf surfaces and in waxes of urban forest species. *International journal of phytoremediation*, 13(10), 1037-1046. <https://doi.org/10.1080/15226514.2011.552929>
- Dzwonko, Z., & Loster, S. (2001). Wskaźnikowe gatunki roślin starych lasów i ich znaczenie dla ochrony przyrody i kartografii roślinności. *Prace Geograficzne*, 178, 119-132.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., & Paulißen, D. (1991). Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica*, 18, Göttingen.
- Endler, Z., Duriasz, J., & Juskiewicz, B. (1999). Fitocenozy *Chelidonio-Robinetum* Jurko 1963 w parkach Olsztyna. *Biuletyn Naukowy. Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie*, 5, 99-108.
- Farahani, L.M., & Maller, C. (2019). Investigating the benefits of 'leftover' places: Residents' use and perceptions of an informal greenspace in Melbourne. *Urban Forestry & Urban Greening*, 41, 292-302. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.04.017>
- Fijałkowski, D. (1963). *Zbiorowiska roślin synantropijnych miasta Chełma*. Lublin: UMCS.
- Fischer, L.K., Honold, J., Cvejić, R., Delshamar, T., Hilbert, S., Laforteza, R., Nastran, M., Busse Nielsen, A., Pintar, M., van der Jagt, A.P.N. & Kowarik, I. (2018). Beyond green: Broad support for biodiversity in multicultural European cities. *Global Environmental Change*, 49, 35-45. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.02.001>
- Fukarek, F. (1967). *Fitosocjologia*. Warszawa: Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne.
- Gilicka, I. (1988). *Chelidonio-Robinetum* Jurko 1963 w parkach Poznania. *Badania Fizjograficzne nad Polską Zachodnią Ser. B*, 39, 87-104.
- GUS. (2020). Bank Danych Lokalnych. Pobrano z: <https://bd.l.stat.gov.pl/BDL/start> (15.02.2021)
- Hadač, E., & Sofron, J. (1980). Notes on syntaxonomy of cultural forest communities. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica*, 15(3), 245-258.
- Hejný, S., Kopecký, K., Jehlík, V., Krippelová, T. (1979). *Prehled ruderalních rostlinných společenstev Československa*. Praha: Rozpravy Československé Akademie VED Rocnik 89, Sesit2.
- Hobbs, R.J., Higgs, E., & Harris, J.A. (2009). Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in ecology & evolution*, 24(11), 599-605. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.05.012>
- Hofmann, M., Westermann, J. R., Kowarik, I., & van der Meer, E. (2012). Perceptions of parks and urban derelict land by landscape planners and residents. *Urban Forestry & Urban Greening*, 11(3), 303-312. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2012.04.001>
- Hwang, Y.H., Yue, Z.E.J., Ling, S.K., & Tan, H.H.V. (2019). It's ok to be wilder: Preference for natural growth in urban green spaces in a tropical city. *Urban Forestry & Urban Greening*, 38, 165-176. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.12.005>
- Ishbirdina, L.M. & Ishbirdin, A.R. (1991). Synantropic tree communities in Ufa. *Botanicheskii Zhurnal*, 76, 548-555.
- Jurko, A. (1963). Zmena pôvodných lesných fytoocenóz introdukciou agáta. *Čs. Ochr. Prir*, 1, 56-75.

- Kącki, Z., Czarniecka, M., & Swacha, G. (2013). Statistical determination of diagnostic, constant and dominant species of the higher vegetation units of Poland. *Monographiae Botanicae*, 103, 1-267. <https://doi.org/10.5586/mb.2013.001>
- Kim, K.H., Kabir, E., & Kabir, S. (2015). A review on the human health impact of airborne particulate matter. *Environment international*, 74, 136-143. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.005>
- Kleinbauer, I., Dullinger, S., Peterseil, J., & Essl, F. (2010). Climate change might drive the invasive tree *Robinia pseudacacia* into nature reserves and endangered habitats. *Biological conservation*, 143(2), 382-390. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.10.024>
- Kobendza, R. (1949). Roślinność ruderalna na gruzach miast polskich. *Sprawozdania Towarzystwa Naukowego Warszawy*, 42, 49-60.
- Kostuch, R. (1960). Roślinność ruin, zgliszcz i gruzowisk miasta Wrocławia. *Roczniki Nauk Rolniczych*, A, 83, 403-442.
- Kotzeva, M.M., & Brandmüller, T. (red.). (2016). *Urban Europe: statistics on cities, towns and suburbs*. Luxembourg: Publications office of the European Union.
- Kremer, P., Hamstead, Z.A., & McPhearson, T. (2013). A social-ecological assessment of vacant lots in New York City. *Landscape and Urban Planning*, 120, 218-233. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.05.003>
- Kühn, I., Durka, W., & Klotz, S. (2004). BiolFlor: a new plant-trait database as a tool for plant invasion ecology. *Diversity and Distributions*, 10(5/6), 363-365.
- Kutyna, I., Czerwinski, Z., & Mlynkowiak, E. (2010). Zbiorowiska roślinne na obszarze zrehabilitowanego wyrobiska Szczecin-Żydowce. *Folia Pomeranae Universitatis Technologiae Stetinensis. Agricultura, Alimentaria, Piscaria et Zootechnica*, 16, 31-62.
- Lamarque, L.J., Delzon, S., Sloan, M.H., & Lortie, C.J. (2012). Biogeographical contrasts to assess local and regional patterns of invasion: a case study with two reciprocally introduced exotic maple trees. *Ecography*, 35(9), 803-810.
- Lososová, Z., Horsák, M., Chytrý, M., Čejka, T., Danihelka, J., Fajmon, K., Hájek, O., Juříčková, L., Kintrová, K., Láníková, D., Otýpková, Z., Řehořek, V. & Tichý, L. (2011). Diversity of Central European urban biota: effects of human-made habitat types on plants and land snails. *Journal of Biogeography*, 38(6), 1152-1163. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02475.x>
- Macedo, M.O., Resende, A.S., Garcia, P.C., Boddey, R.M., Jantalia, C.P., Urquiaga, S., Campello, E.F.C., & Franco, A.A. (2008). Changes in soil C and N stocks and nutrient dynamics 13 years after recovery of degraded land using leguminous nitrogen-fixing trees. *Forest Ecology and Management*, 255(5-6), 1516-1524. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.11.007>
- Magurran, A.E. (2013). *Measuring biological diversity*. Oxford: Blackwell Publishing.
- Marozas, V., Cekstere, G., Laivins, M., & Straigyte, L. (2015). Comparison of neophyte communities of *Robinia pseudoacacia* L. and *Acer negundo* L. in the eastern Baltic Sea region cities of Riga and Kaunas. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14, 826-834. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.08.003>
- Matuszkiewicz, W., (2014). *Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski*. Warszawa: PWN
- Mexia, T., Vieira, J., Príncipe, A., Anjos, A., Silva, P., Lopes, N., Freitas, C., Santos-Reis, M., Correia, O., Branquinho, C., & Pinho, P. (2018). Ecosystem services: Urban parks under a magnifying glass. *Environmental research*, 160, 469-478. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.10.023>
- Mirek, Z., Piękoś-Mirkowa, H., Zając, A., & Zając, M. (2002). *Flowering plants and pteridophytes of Poland. A checklist*. Kraków: W. Szafer Institute of Botany, PAN.
- Mlynkowiak, E., Malinowska, K., & Kutyna, I. (2014). Występowanie *Calamagrostis epigejos* L.(Roth) w zbiorowiskach roślinnych różnych biotopów. *Folia Pomeranae Universitatis Technologiae Stetinensis. Agricultura, Alimentaria, Piscaria et Zootechnica*, 29, 85-100.

- Morse, N.B., Pellissier, P.A., Cianciola, E.N., Brereton, R.L., Sullivan, M.M., Shonka, N.K., Wheeler, T.B., & McDowell, W. H. (2014). Novel ecosystems in the Anthropocene: a revision of the novel ecosystem concept for pragmatic applications. *Ecology and Society*, 19(2), 12. <https://doi.org/10.5751/es-06192-190212>
- Mucina, L., Bültmann, H., Dierßen, K., Theurillat, J. P., Raus, T., Čarni, A.,... & Tichý, L. (2016). Vegetation of Europe: hierarchical floristic classification system of vascular plant, bryophyte, lichen, and algal communities. *Applied Vegetation Science*, 19, 3-264. <https://doi.org/10.1111/avsc.12257>
- Murcia, C., Aronson, J., Kattan, G.H., Moreno-Mateos, D., Dixon, K., & Simberloff, D. (2014). A critique of the 'novel ecosystem' concept. *Trends in ecology & evolution*, 29(10), 548-553. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.07.006>
- Nascimbene, J., Lazzaro, L., & Benesperi, R. (2015). Patterns of β -diversity and similarity reveal biotic homogenization of epiphytic lichen communities associated with the spread of black locust forests. *Fungal Ecology*, 14, 1-7. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2014.10.006>
- Olaczek, R. (1974). Kierunki degeneracji fitocenozy leśnych i metody ich badania. *Phytocoenosis*, 3, 179-190.
- Passarge, H. (1990). Ortsnahe Ahorn-Gehölze und Ahorn-Parkwaldgesellschaften. *Tuexenia*, 10, 369-384.
- Poeplau, C., Marstorp, H., Thored, K., & Kätterer, T. (2016). Effect of grassland cutting frequency on soil carbon storage—a case study on public lawns in three Swedish cities. *Soil*, 2(2), 175-184. <https://doi.org/10.5194/soil-2-175-2016>
- Pollet, C., Verheyen, C., Hebert, J., & Jourez, B. (2012). Physical and mechanical properties of black locust (*Robinia pseudoacacia*) wood grown in Belgium. *Canadian Journal of Forest Research*, 42, 831-840. <https://doi.org/10.1139/x2012-037>
- Porté, A.J., Lamarque, L.J., Lortie, C.J., Michalet, R., & Delzon, S. (2011). Invasive *Acer negundo* outperforms native species in non-limiting resource environments due to its higher phenotypic plasticity. *BMC Ecology*, 11, 1-13. <https://doi.org/10.1186/1472-6785-11-28>
- Przybysz, A., Wińska-Krysiak, M., Małecka-Przybysz, M., Stankiewicz-Kosyl, M., Skwara, M., Kłos, A., Kowalczyk, S., Jarocka, K., & Sikorski, P. (2020). Urban wastelands: On the frontline between air pollution sources and residential areas. *Science of The Total Environment*, 721, 137695. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137695>
- Pyšek, P., Chocholousková, Z., Pyšek, A., Jarošík, V., Chytrý, M., & Tichý, L. (2004). Trends in species diversity and composition of urban vegetation over three decades. *Journal of Vegetation Science*, 15, 781-788. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2004.tb02321.x>
- Reid, W.V., Mooney, H.A., Cropper, A., Capistrano, D., Carpenter, S.R., Chopra, K.,... & Zurek, M.B. (2005). *Ecosystems and human well-being-Synthesis: A report of the Millennium Ecosystem Assessment*. Washington: Island Press.
- Sapek, A., & Sapek, B. (1999). Wykorzystanie fosforu z osadów ściekowych w rolnictwie. *Folia Universitatis Agriculturae Stetinensis. Agricultura*, 77, 331-335.
- Sikorska, D., Sikorski, P., Archiciński, P., Chormański, J., & Hopkins, R.J. (2019). You can't see the woods for the trees: Invasive *acer negundo* L. in urban riparian forests harms biodiversity and limits recreation activity. *Sustainability*, 11(20), 5838. <https://doi.org/10.3390/su11205838>
- Sikorska, D., Łaszkiwicz, E., Krauze, K., & Sikorski, P. (2020). The role of informal green spaces in reducing inequalities in urban green space availability to children and seniors. *Environmental science & policy*, 108, 144-154. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.03.007>
- Sikorska, D., Ciężkowski, W., Babańczyk, P., Chormański, J., & Sikorski, P. (2021). Intended wilderness as a Nature-based Solution: Status, identification and management of urban spontaneous veg-

- etation in cities. *Urban Forestry & Urban Greening*, 62, 127155.
<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127155>
- Sikorski, P. (2018). *Roślinność rzeczywista*. W: Atlas ekofizjograficzny Warszawy (s. 36-37). Pobrano z: <https://architektura.um.warszawa.pl/-/atlas-ekofizjograficzny-warszawy> (16.02.2021)
- Sikorski, P., Sudnik-Wójcikowska, B., Rutkowski, L., Cwener, A., Wierzba, M., Krechowski, J., Sikorska, D. (2019). *Atlas turzyc*. Warszawa: Multico.
- Smahliuk, O.Y. (2017). Classification of deciduous group of Robinietaea Jurko ex Hadac et Sofron 1980 class of Low Sula Basin. *Cherkasy University Bulletin: Biological Sciences Series*, 2, 89-98.
- Sukopp, H. (1972). Wandel von Flora und Vegetation in Mitteleuropa unter dem Einfluß des Menschen. *Berichte Landwirtschaft*, 50, 112-139.
- Sukopp, H. (red.) 1990. *Stadtökologie*. Berlin: Das Beispiel Berlin.
- Świerkosz, K. (1993). Nowe zespoły roślinności synantropijnej we Wrocławiu. *Acta Universitatis Wratislaviensis. Prace Botaniczne*, 53, 59-94.
- Świąż, F. (1995). A Survey of Ruderal Vegetation in Poland: Phytocenoses with *Rudbeckia laciniata* L., *Solidago canadensis* L. and *S. gigantea* Aiton. *Annales Universitatis Mariae Curie-Skłodowska. Sectio C, Biologia* 50, 173-197.
- Talal, M.L., & Santelmann, M.V. (2020). Vegetation management for urban park visitors: a mixed methods approach in Portland, Oregon. *Ecological Applications*, 30(4), e02079.
<https://doi.org/10.1002/eap.2079>
- Tüxen, R. (1950). Grundriss einer Systematik der nitrophilen Unkrautgesellschaften in der Eurosibirischen Region Europas. *Mitt. flor.-soz. Arb. gem.*, 2, 94-175.
- Veselkin, D.V., & Dubrovin, D.I. (2019). Diversity of the grass layer of urbanized communities dominated by invasive *Acer negundo*. *Russian Journal of Ecology*, 50(5), 413-421.
<https://doi.org/10.1134/S1067413619050114> 10.1127/0340-269X/2010/0040-0425
- Vítková, M., & Kolbek, J. (2010). Vegetation classification and synecology of Bohemian *Robinia pseudoacacia* stands in a Central European context. *Phytocoenologia*, 40, 205-241.
- Vítková, M., Tonika, J., & Müllerová, J. (2015). Black locust – Successful invader of a wide range of soil conditions. *Science of the Total Environment*, 505, 315-328.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.09.104>
- Vítková, M., Müllerová, J., Sádlo, J., Pergl, J., & Pyšek, P. (2017). Black locust (*Robinia pseudoacacia*) beloved and despised: A story of an invasive tree in Central Europe. *Forest Ecology and Management*, 384, 287-302. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.057>
- Wanic, T., Brożek, S., Lasota, J., & Zwydak, M. (2011). Różnorodność gleb olsów i łągów. *Roczniki Gleboznawcze*, 62(4), 109-123.
- Wolak, J. (1969). Industrieklimaks, nowe pojęcie w teorii sukcesji. *Ekologia Polska, seria B*, 15(1), 41-44.
- Yeremenko, N. (2019). Ruderal vegetation in Kryvyi Rih (Ukraine) the class of Robinietaea. *Hacquetia*, 18, 75-86.
- Zanowa, M. (1964). *Roślinność synantropijna Warszawy ze szczególnym uwzględnieniem gruzowisk*, Praca doktorska, Warszawa: Uniwersytet Warszawski.
- Ziarnek, M. (2009). Zróżnicowanie zbiorowisk z klasy *Agropyretea intermedio-repentis* w przestrzeni miejskiej Szczecina. *Acta Scientiarum Polonorum. Formatio Circumiectus*, 8, 47-60.

Summary

There is wide recognition that urban green space provides city residents with considerable benefits, *inter alia* of an environmental, economic and health-related profile. However, the different types of urban greenery include a rather large proportion taking the form of vegetation on abandoned sites that remain uncultivated, to the extent that a plant cover develops without much active human involvement. Almost by definition, there is only a poor level of recognition of the ecological potential such sites (here referred to as “informal green spaces” – IGS) enjoy, or of their capacity to render a variety of different ecosystem services. Against that background, the work presented here entailed in-depth study of the flora and plant communities present in Warsaw’s informal green spaces, the aim being to better ascertain their role in preserving biodiversity and delivering ecosystem services. Specifically, we identified the plant species composition present at 75 different locations within the urban green space of Poland’s capital city. To qualify for consideration, these sites had to be identified as entirely bereft of vegetation maintenance, or else only minimally subject to it, to the extent that it is largely processes of natural succession that are ongoing. The sites in fact range from wastelands with stabilised vegetation, via urban scrub and forest, through to non-forest habitats, sporadically cultivated and established over 20 years. We determined the density of vegetation present, and examined its structure in relation to various known classes of green space. We further determined the role of various vegetation types in rendering ecosystem services, be that surface cooling, substrate moisture maintenance or a capacity to remove particulate matter from the air. The informal green spaces we investigated are in fact found to comprise mainly stable forest communities dominated by invasive species of tree (phytosociological Classes Robinietaea and Salicetea purpureae), as well as non-forest communities (of Classes Molinio-Arrhenatheretea, Epilobietea and Artemisietea) again largely dominated by invasive plant species. The level of biodiversity here is average, it mostly being common forest and non-forest species that are preserved. However, in exceptional cases, the habitats constituted here do support species rare on a regional scale. It emerges that the forest vegetation is of weakly-diversified structure, as a reflection of the specific strategy invasive species pursue as they form monospecific communities. As noted already, the vegetation of the informal green spaces is seen to be largely dominated by such invasive species. Nevertheless, despite their evidently limited role in preserving biodiversity, these sites represent such a high density and volume of vegetation that their provisioning of ecosystem services is on a high level, especially where forest plant communities are involved. Sites that have come to be dominated by invasive plant species are shown to render ecosystem services comparable with (or sometimes even surpassing) those provided by native species, and this is especially the case when it comes to the removal of particulate matter from air and the exerting of a cooling effect.

