



Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
w Warszawie

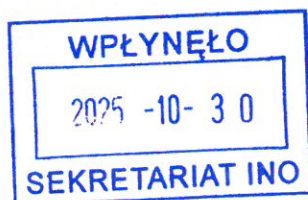
Instytut Nauk Ogrodniczych

Elżbieta Indeka

**Wpływ czynników antropogenicznych
na szatę roślinną zbiorowisk łęgowych
w Warszawie oraz ich rola w fitoremediacji
powietrza i kształtowaniu różnorodności
biologicznej krajobrazu miejskiego**

Anthropogenic impact on vegetation of riparian forest
communities in Warsaw and their role in air phytoremediation
and biodiversity of the urban landscape

Rozprawa doktorska
Doctoral thesis



Rozprawa doktorska wykonana pod kierunkiem
dr hab. Beaty Fornal-Pieniak, prof. SGGW
Katedra Ochrony Środowiska i Dendrologii

Promotor pomocniczy:
dr hab. inż. Robert Popek, prof. SGGW
Centrum Badań Klimatu SGGW

Warszawa 2025

Oświadczenie promotora rozprawy doktorskiej

Oświadczam, że niniejsza rozprawa została przygotowana pod moim kierunkiem i stwierdzam, że spełnia warunki do przedstawienia jej w postępowaniu o nadanie stopnia naukowego doktora.

Data 30.10.2025

Czytelny podpis promotora Beata Fornal - Pińki

Oświadczenie promotora pomocniczego rozprawy doktorskiej

Oświadczam, że niniejsza rozprawa została przygotowana pod moim kierunkiem i stwierdzam, że spełnia warunki do przedstawienia jej w postępowaniu o nadanie stopnia naukowego doktora.

Data 30.10.2025

Czytelny podpis promotora Robert Pasik

Oświadczenie autora rozprawy doktorskiej

Świadom/a odpowiedzialności prawnej, w tym odpowiedzialności karnej za złożenie fałszywego oświadczenia, oświadczam, że niniejsza rozprawa doktorska została napisana przez mnie samodzielnie i nie zawiera treści uzyskanych w sposób niezgodny z obowiązującymi przepisami prawa, w szczególności z ustawą z dnia 4 lutego 1994 r. o prawie autorskim i prawach pokrewnych (tj. z dnia 28 października 2022 r., Dz.U. z 2022 r. poz. 2509 ze zm.).

Oświadczam, że przedstawiona rozprawa nie była wcześniej podstawą żadnej procedury związanej z uzyskaniem stopnia naukowego doktora.

Oświadczam ponadto, że niniejsza wersja rozprawy jest identyczna z załączoną wersją elektroniczną.

Przyjmuję do wiadomości, że rozprawa doktorska poddana zostanie procedurze antyplagiatowej.

Data 30.10.2025

Czytelny podpis autora rozprawy Elżbieta Ingleba

Lasy łęgowe pokazały mi, że prawdziwa siła tkwi w zdolności do regeneracji – nawet po powodzi potrafią odtworzyć życie z pozornego zniszczenia.

Uczę się od nich tej sztuki odradzania.

*Składam serdeczne podziękowania Promotor mojej pracy
Pani Profesor dr hab. Beacie Fornal-Pieniak
za opiekę naukową, wszystkie cenne rady i wskazówki,
poświęcony czas oraz wsparcie pomocnym słowem.
Dziękuję również za zaufanie, którym mnie obdarzyła.*

*Bardzo dziękuję Promotorowi pomocniczemu
Panu Profesorowi dr hab. inż. Robertowi Popkowi
za fachowe spojrzenie na całokształt badań i cenne uwagi merytoryczne.*

*Dziękuję **mgr Ewie Zaniewskiej i dr Piotrowi Zaniewskiemu**
Śmiało mogę powiedzieć, że nie byłabym w tym miejscu, gdyby nie ich wsparcie.
Dziękuję za dodanie mi odwagi w trudnych momentach.*

*Dziękuję wszystkim Pracownikom i Doktorantom
Katedry Ochrony Środowiska i Dendrologii
oraz **Samodzielnego Zakładu Przyrodniczych Podstaw Ogrodnictwa.**
Jestem wdzięczna za ciepłe przyjęcie oraz wspaniałą atmosferę pracy.*

*Dziękuję **mojemu Partnerowi Piotrowi**
za wspieranie mnie w podejmowanych przeze mnie decyzjach,
motywowanie do działania i dawanie poczucia bezpieczeństwa.*

*Dziękuję **mojemu Bratu Tomkowi**
za wspólne wspieranie się w naszych drogach naukowych
oraz ciągle inspirowanie do poszerzania horyzontów.*

Pracę dedykuję moim **Rodzicom**.

To oni zaszczepili we mnie pasję do fascynującego świata roślin,
wspierali mnie w moich decyzjach,
a ich pomoc w całej mojej drodze naukowej jest nieoceniona.

Spis treści

Summary	9
Streszczenie	12
1. Wstęp	15
2. Przegląd literatury	17
2.1. Różnorodność biologiczna	17
2.1.1. Definicja różnorodności biologicznej i jej znaczenie	17
2.1.2. Formy ochrony różnorodności biologicznej obowiązujące w Polsce	18
2.1.3. Metody oceny różnorodności biologicznej	21
2.2. Zbiorowiska leśne łąkowe	24
2.2.1. Charakterystyka i klasyfikacja fitosocjologiczna zbiorowisk leśnych łąkowych w Polsce	24
2.2.2. Ochrona łągów wierzbowo-topolowych	27
2.2.3. Znaczenie ekologiczne nadrzecznych zbiorowisk leśnych	28
2.2.4. Stan badań nad nadrzeczными zbiorowiskami łągowymi w Polsce	30
2.3. Czynniki antropogeniczne wpływające na przekształcenia nadrzecznych łągów wierzbowo-topolowych	32
2.3.1. Regulacja koryt rzecznych	32
2.3.2. Zmiana użytkowania terenu	33
2.3.3. Rozprzestrzenianie się obcych gatunków roślin	34
2.4. Charakterystyka zanieczyszczeń w środowisku miejskim	37
2.4.1. Miejska wyspa ciepła i stres termiczny roślin	37
2.4.2. Zanieczyszczenia gleby w środowisku miejskim	39
2.4.3. Zanieczyszczenia powietrza w mieście	41
2.4.3.1. Charakterystyka źródeł emisji	44
2.4.3.2. Skład chemiczny i toksyczność pyłów miejskich	45
2.4.3.3. Znaczenie emisji wtórnych i pyłów zawieszonych	45
2.4.4. Fitoremediacja	46

2.4.4.1.	Fitoremediacja pyłów zawieszonych na terenach zurbanizowanych	47
2.5.	Doliny rzeczne jako korytarze przewietrzające obszary miejskie	48
3.	Cel, zakres pracy i hipotezy badawcze	50
4.	Materiały i metodyka	52
4.1.	Charakterystyka badanego obszaru	52
4.1.1.	Warunki środowiskowe w Warszawie	52
4.1.2.	Wybrany obszar badawczy	54
4.2.	Materiał badawczy	56
4.3.	Metodyka badawcza	60
4.3.1.	Analiza florystyczno-fitosocjologiczna	60
4.3.2.	Analiza ilościowa zawartości pierwiastków	63
4.3.3.	Oznaczenie pH i EC	64
4.3.4.	Pomiary ilości pyłu zawieszzonego akumulowanego na powierzchni liści	65
4.3.5.	Analizy statystyczne	67
5.	Wyniki	71
5.1.	Analiza florystyczno-fitosocjologiczna	71
5.1.1.	Skład gatunkowy	71
5.1.2.	Klasyfikacja fitosocjologiczna	84
5.1.3.	Analiza zgodności z siedliskiem	86
5.1.4.	Analiza składu gatunkowego wg typów roślinności	92
5.1.5.	Analiza składu gatunkowego uwzględniająca pochodzenie roślin	103
5.1.6.	Gatunki inwazyjne	111
5.1.7.	Gatunki chronione	116
5.1.8.	Analiza składu gatunkowego uwzględniająca ich formy życiowe wg Raunkiera	116
5.1.9.	Gatunki wskaźnikowe starych lasów	125
5.1.10.	Analiza składu gatunkowego w oparciu o wartości ekologicznych liczb wskaźnikowych Zarzyckiego	127

5.2.	Analiza ilościowa zawartości pierwiastków w próbach gleby.....	135
5.3.	Analiza ilościowa zawartości pierwiastków w próbach materiału roślinnego	137
5.4.	Oznaczenie pH i EC.....	138
5.5.	Pomiary masy PM akumulowanych na powierzchni liści.....	140
6.	Dyskusja wyników.....	147
6.1.	Przekształcenia łągów wierzbowo-topolowych pod wpływem antropopresji	147
6.2.	Zdolność łągów wierzbowo-topolowych do fitoremediacji zanieczyszczeń.	158
7.	Podsumowanie i wnioski.....	162
8.	Wykaz źródeł.....	165
8.1.	Literatura.....	165
8.2.	Akty prawne.....	180
8.3.	Źródła Internetowe.....	182
9.	Wykaz rysunków, tabel i fotografii.....	183
9.1.	Wykaz rysunków.....	183
9.2.	Wykaz tabel.....	186
9.3.	Wykaz fitografii.....	186

Summary

Riparian willow-poplar forests (*Salici-Populetum* community) represent unique ecosystems characterized by high ecological dynamism and distinctive floristic composition. These habitats are intimately connected to hydrological regimes, including periodic flooding that shapes species structure. Historically widespread along major rivers, these forests provided critical environmental functions: water retention, riverbank stabilization, and ecological corridors.

Due to intensifying anthropogenic pressure, river regulation, urbanization, and climate change, riparian forests have significantly deteriorated. This leads to habitat degeneration, disrupted regeneration processes, and progressive synanthropization. Characteristic species are displaced by invasive taxa, resulting in biodiversity loss and ecosystem simplification.

These forests are protected as priority Natura 2000 habitats (code 91E0) due to extinction threats across the European Union. In Poland, willow-poplar forests represent only 1.41% of potential natural vegetation, making them exceptionally rare and valuable.

The main objective of this dissertation is a comprehensive assessment of anthropogenic pressure impacts on biodiversity and ecological condition of willow-poplar forests in urban areas, and to understand the capacity of riparian forest communities for phytoremediation of pollutants under strong urbanization pressure.

Specific objectives included: (1) phytosociological structure assessment under varying anthropogenic pressure, (2) determination of location effects on species diversity, (3) analysis of soil physicochemical parameter variability, and (4) assessment of dust pollution and heavy metal accumulation on plant leaves.

Research was conducted along approximately 3 km of riparian area between the Vistula River and Wał Miedzeszyński Street near Siekierkowski Bridge in Warsaw. 150 phytosociological relevés were distributed across 15 transects extending from riverbank toward road, with 60 sampling sites for soil and plant material collection during spring and autumn seasons.

The floristic inventory identified 149 vascular plant species belonging to 50 families. The most species-rich families were *Asteraceae* (16 species), *Poaceae* (15 species), *Lamiaceae* and *Poaceae* (10 species each). Average species richness was 22.65 species

per relevé, with Shannon-Wiener diversity index averaging 3.03, indicating moderate to high biodiversity. Only 12.75% of species (19 species) were compatible with riparian willow-poplar habitat, including white willow (*Salix alba*), crack willow (*Salix fragilis*), and gray poplar (*Populus ×canescens*).

Kenophytization index reach 12.75% (19 neophytes), including 13 invasive species. The most common was box elder (*Acer negundo*). It has been described on every research plot. Only one protected species was documented – wild garlic (*Allium ursinum*).

Principal Component Analysis revealed two element groups. Lithogenic origin: Ni, Fe, Mn, Sr (natural soil minerals) and anthropogenic origin: Cl, Pb, Zn, Cu, S (traffic-related). Strong correlations among Zn, Cu, and S suggested common traffic emission sources, with elevated levels near roads compared to riverside locations.

PM accumulation analysis examined particles 2.5-10 and 10-100 µm diameter, including surface (sPM) and wax-embedded (wPM) fractions. Clear spatial gradients emerged:

Riverside sites show pollution or particulate measurements of approximately 23 µg/cm² in spring and increase to about 29 µg/cm² in autumn. The forest center locations exhibit values that are 18% higher than those found at riverside sites, indicating a moderate increase in concentration relative to the riverside environment. Roadside sites demonstrate the highest values, with measurements about 40% higher than riverside sites, reaching roughly 27 µg/cm² in spring and rising significantly to around 44 µg/cm² in autumn. This pattern highlights the impact of sources likely associated with roads and traffic, leading to enhanced accumulation or deposition of particles at roadside areas compared to more natural settings like riverside or forest centers.

The research confirmed substantial anthropogenic transformation. While species richness falls within established ranges for these communities, composition reveals extensive degradation with dominance of synanthropic and invasive species. The virtual absence of protected species and high anthropophytization indices indicate these forests represent highly modified remnants rather than well-preserved ecosystems.

Comparison with other studies shows relatively high local diversity compared to other Warsaw forests, but increasing invasive species presence indicates ongoing deterioration. Regional comparisons reveal similar degradation patterns in Poland's major urban river valleys.

Despite ecological degradation, riparian forests provide substantial ecosystem services through air pollution mitigation. The multilayer vegetation structure enhances phytoremediation capacity, with trees, shrubs, and herbaceous plants contributing to pollutant capture. This functional value provides additional justification for protection and restoration.

The research revealed severe habitat degradation, evidenced by only 12.75% of species being compatible with the habitat, alongside high levels of anthropophytization (19.46%), kenophytization (12.75%), and the presence of thirteen invasive species, all pointing to a substantial transformation of the ecosystem. Despite this, the vegetation exhibits significant phytoremediation capacity, reducing particulate matter accumulation by 40% from roadside to river sites, with seasonal accumulations reaching 44 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ at roadside locations, indicating a considerable improvement in air quality. These findings emphasize an urgent need for conservation actions, as these priority Natura 2000 habitats demand immediate restoration interventions to halt further degradation, restore their ecological functions, and sustain their crucial pollution mitigation services.

Streszczenie

Nadrzeczne łągi wierzbowo-topolowe (zespół *Salici-Populetum*) stanowią unikalne ekosystemy charakteryzujące się wysokim poziomem bioróżnorodności. Lasy te są ściśle powiązane z okresowymi wahaniami poziomu wód w rzece, w tym z periodycznymi zalewami kształtującymi ich strukturę gatunkową. Łągi rozpowszechnione były historycznie w dolinach dużych rzek. Lasy te pełniły kluczowe funkcje środowiskowe: poprawiały retencję wody, wspomagały stabilizację brzegów rzecznych oraz stanowiły korytarze ekologiczne.

W wyniku nasilającej się presji antropogenicznej, regulacji koryt rzek, urbanizacji oraz zmian klimatycznych, łągi nadrzeczne uległy znacznej degradacji. Doprowadziło to do degeneracji siedlisk, zakłócenia procesów regeneracyjnych oraz postępującej synantropizacji. Gatunki charakterystyczne zaczęły być wypierane przez taksony inwazyjne, czego rezultatem stała się utrata różnorodności biologicznej i uproszczenie ekosystemu nadrzeczengo.

Łągi wierzbowo-topolowe podlegają ochronie jako siedliska priorytetowe Natura 2000 (kod 91E0) ze względu na zagrożenie zanikiem na terenie całej Unii Europejskiej. W Polsce obszary, na których istnieją warunki do wykształcenia się nadrzecznych zbiorowisk łągowych stanowią jedynie 1,41% potencjalnej roślinności naturalnej. W rzeczywistości wiele z tych stanowisk zostało przekształconych przez człowieka i nie ma możliwości ich odtworzenia do stanu naturalnego.

Głównym celem rozprawy jest kompleksowa ocena wpływu czynników antropogenicznych na różnorodność biologiczną i faktyczny stan ekologiczny lasów wierzbowo-topolowych na obszarach miejskich oraz poznanie zdolności nadrzecznych zbiorowisk leśnych do fitoremediacji zanieczyszczeń w warunkach silnej presji urbanizacyjnej.

Poszczególne cele obejmowały: (1) ocenę struktury fitosocjologicznej przy zróżnicowanej presji antropogenicznej, (2) określenie wpływu lokalizacji na różnorodność gatunkową, (3) analizę zmienności parametrów fizykochemicznych gleby oraz (4) ocenę zanieczyszczenia zebranego materiału roślinnego pyłem zawieszonym oraz akumulacji metali ciężkich na liściach roślin.

Badania prowadzono w obrębie pasa zadrzewień zlokalizowanego między Wisłą a ulicą Wał Miedzeszyński w okolicach Mostu Siekierkowskiego w Warszawie o długości ok. 3 km obszaru. 150 zdjęć fitosocjologicznych rozmieszczono na 15 transektach rozciągających się od brzegu rzeki w kierunku drogi. Wyznaczono również 60 stanowisk do poboru próbek glebowych i materiału roślinnego w okresie wiosennym i jesiennym.

Inwentaryzacja florystyczna wykazała występowanie 149 gatunków roślin naczyniowych należących do 50 rodzin. Rodziny, w obrębie których stwierdzono występowanie największej liczby gatunków to *Asteraceae* (16 gatunków), *Poaceae* (15 gatunków), *Lamiaceae* and *Rosaceae* (po 10 gatunków w każdej rodzinie). Średnia liczba gatunków opisywana na zdjęciu fitosocjologicznym to 22,65 gatunku. Średnia wartość współczynnika różnorodności Shannona-Wienera wyniosła 3,03, co wskazuje na wysoką bioróżnorodność badanego obszaru. Jedynie 12,75% gatunków (19 gatunków) było zgodnych z siedliskiem nadrzecznych lasów wierzbowo-topolowych, w tym wierzba biała (*Salix alba*), wierzba krucha (*Salix fragilis*) i topola szara (*Populus ×canescens*).

Wskaźnik kenofityzacji osiągnął 12,75% (19 kenofitów). Wśród kenofitów, 13 gatunków określanych jest jako inwazyjne. Najczęściej notowanym gatunkiem inwazyjnym był klon jesionolistny (*Acer negundo*), który został zaobserwowany na każdym zdjęciu fitosocjologicznym. Udokumentowano tylko jeden gatunek chroniony – czosnek niedźwiedzi (*Allium ursinum*).

Analiza PCA ujawniła występowanie dwóch głównych grup pierwiastków wykrywanych w próbach gleby. Są to pierwiastki pochodzenia litogenicznego: Ni, Fe, Mn, Sr (naturalne minerały glebowe) oraz pochodzenia antropogenicznego: Cl, Pb, Zn, Cu, S (związane głównie z ruchem drogowym). Silne korelacje między Zn, Cu i S sugerowały wspólne źródła emisji związanych z ruchem drogowym oraz z podwyższonymi poziomami w pobliżu drogi, w porównaniu z lokalizacjami nadrzeczными.

Analiza akumulacji PM na materiale roślinnym badała cząstki pyłów dwóch frakcji: o średnicy w granicach 2,5-10 µm oraz 10-100 µm. Analizowano również sumę pyłów akumulowanych przez roślinę na powierzchni blaszki liściowej (sPM) i osadzonych w woskach (wPM). Ujawniły się wyraźne gradienty przestrzenne: stanowiska nadrzeczne wykazywały akumulację zanieczyszczeń na poziomie około 23 µg/cm² wiosną, następnie wzrastającą do około 29 µg/cm² jesienią. Lokalizacje w centrum lasu wykazują wartości o 18% wyższe niż stanowiska nadrzeczne, wskazując na umiarkowany wzrost stężenia

w stosunku do środowiska nadrzeczne. Stanowiska przydrożne wykazują najwyższe zawartości akumulowanych na nich pyłów, z pomiarami około 40% wyższymi niż stanowiska nadrzeczne, osiągając około 27 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ wiosną i wzrastając znacząco do około 44 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ jesienią. Ten wzorzec podkreśla wpływ źródeł zanieczyszczenia środowiska związanych z drogami i ruchem drogowym, prowadząc do zwiększonej akumulacji lub osadzania się cząstek na obszarach przydrożnych, w porównaniu z bardziej naturalnymi środowiskami, takimi jak brzegi rzek lub środkowa część lasu.

Badania potwierdziły znaczną transformację antropogeniczną. Choć bogactwo gatunkowe mieści się w ustalonych zakresach dla tych zbiorowisk, skład ujawnia rozległą degradację z dominacją gatunków synantropijnych i inwazyjnych. Praktyczna nieobecność gatunków chronionych i wysokie wskaźniki antropofityzacji wskazują, że lasy te stanowią silnie zmodyfikowane pozostałości, a nie dobrze zachowane ekosystemy.

Porównanie z innymi badaniami wykazuje stosunkowo wysoką lokalną różnorodność w porównaniu z innymi lasami warszawskimi, ale rosnąca obecność gatunków inwazyjnych wskazuje na postępującą degradację. Porównania regionalne ujawniają podobne wzorce degradacji w głównych miejskich dolinach rzecznych Polski.

Pomimo degradacji ekologicznej, lasy nadrzeczne zapewniają znaczące usługi ekosystemowe poprzez łagodzenie zanieczyszczenia powietrza. Wielowarstwowa struktura roślinności zwiększa zdolność środowiska do fitoremediacji, przy czym drzewa, krzewy i rośliny zielne znacznie przyczyniają się do wychwytywania zanieczyszczeń. Ta wartość funkcjonalna stanowi dodatkowe uzasadnienie dla ochrony i renaturyzacji lasów łągowych.

Badania ujawniły poważną degradację siedliska, czego dowodzi jedynie 12,75% gatunków zgodnych z siedliskiem, co wraz z wysokimi poziomami współczynnika antropofityzacji (19,46%), kenofityzacji (12,75%) i obecnością trzynastu gatunków inwazyjnych, co wskazuje na znaczną transformację ekosystemu. Pomimo tego, roślinność wykazuje znaczną zdolność do fitoremediacji zanieczyszczeń, efektywnie akumulując pył zawieszony, co wpływa na poprawę jakości powietrza. Wyniki te podkreślają pilną potrzebę działań ochronnych, ponieważ te priorytetowe siedliska Natura 2000 wymagają natychmiastowych interwencji renaturyzacyjnych w celu zatrzymania dalszej degradacji, przywrócenia ich funkcji ekologicznych i utrzymania kluczowego dla miasta łagodzenia zanieczyszczeń.

1. Wstęp

Nadrzeczne łągi wierzbowo-topolowe (zespół *Salici-Populetum*) stanowią wyjątkowy element krajobrazu dolin rzecznych, charakteryzujący się wysoką dynamiką procesów ekologicznych oraz unikatowym składem florystycznym. Funkcjonowanie tych siedlisk ściśle związane jest z reżimem hydrologicznym rzek, w tym z okresowymi zalewami i wahaniami poziomu wód, które kształtują strukturę gatunkową i przestrzenną zbiorowisk. W przeszłości łągi nadrzeczne powszechnie występowały w dolinach dużych rzek, stanowiąc rozległe kompleksy leśne o istotnej roli biocenotycznej i geomorfologicznej.

Wskutek nasilającej się presji antropogenicznej, regulacji koryt rzecznych, urbanizacji oraz zmian klimatycznych, zasięg i stan zachowania łągów uległy znacznemu pogorszeniu. Zjawiska te prowadzą do degeneracji siedlisk, zaburzenia procesów odnowieniowych oraz postępującej synantropizacji roślinności (Borysiak, 1990; Matuszkiewicz i in., 2012). Gatunki charakterystyczne dla tych zespołów są coraz częściej wypierane przez taksony kosmopolityczne i inwazyjne, co skutkuje spadkiem różnorodności biologicznej i uproszczeniem struktury fitocenozy (Olaczek, 1982; Tokarska-Guzik i in., 2012). Degradacja łągów nadrzecznych oznacza również utratę ich kluczowych funkcji środowiskowych – retencji wód, stabilizacji brzegów rzek, ochrony przed erozją oraz roli korytarzy ekologicznych sprzyjających migracji organizmów (Kowalska, 2012; Dyderski i Jagodziński, 2014).

Ochrona bioróżnorodności jest celem, do którego realizacji zobowiązują postanowienia międzynarodowe (Konwencja o różnorodności biologicznej), prawo Unii Europejskiej (Dyrektywa Siedliskowa, Europejska Strategia na rzecz Bioróżnorodności 2030, Europejski Zielony Ład) oraz przepisy prawa krajowego dotyczące ochrony przyrody i zarządzania zasobami środowiska. Unikalność łągów wierzbowo-topolowych oraz ich narażenie na degradację sprawiły, że podlegają ochronie w ramach Europejskiej Sieci Ekologicznej Natura 2000 jako siedliska priorytetowe, czyli zagrożone zanikiem na obszarze całej Unii Europejskiej (Herbich, 2004; EC DG ENV, 2013).

Celem niniejszej rozprawy jest kompleksowa analiza stanu zachowania łągów wierzbowo-topolowych w Polsce, ze szczególnym uwzględnieniem ich funkcjonowania w warunkach nasilonej antropopresji, na terenach zurbanizowanych. W ramach badań podjęto się oceny stopnia przekształcenia roślinności tych siedlisk na terenie Warszawy,

przy Moście Siekierkowskim. Przeprowadzono również badania mające na celu określenie zdolności nadrzecznych zespołów łęgowych do ograniczania zanieczyszczeń środowiska wynikających z sąsiedztwa ruchliwego ciągu komunikacyjnego. Analizy przeprowadzono w oparciu o dane literaturowe, akty prawne, raporty instytucji odpowiedzialnych za monitoring ekosystemów leśnych, a także własne przeprowadzone badania terenowe oraz analizy laboratoryjne.

Podjęta problematyka ma istotne znaczenie poznawcze i praktyczne. Zrozumienie procesów determinujących stan zachowania łągów nadrzecznych w warunkach nasilonej antropopresji jest kluczem do opracowania skutecznych działań ochronnych. Wyniki badań mogą zostać wykorzystane zarówno w planowaniu przestrzennym i zarządzaniu dolinami rzecznyymi, jak i w doskonaleniu krajowych strategii ochrony przyrody w kontekście adaptacji do zmian klimatu.

2. Przegląd literatury

2.1. Różnorodność biologiczna

2.1.1. Definicja różnorodności biologicznej i jej znaczenie

Przyjmuje się, iż termin różnorodności biologicznej (ang. *biological diversity*) został sformułowany w 1980 roku przez Thomasa Lovejoya i pierwotnie odnosił się do bogactwa gatunków na danym obszarze. Pod koniec lat 80. XX wieku pojawiło się również pojęcie bioróżnorodność (ang. *biodiversity*), które odnosiło się do różnorodności wszystkich form życia na Ziemi na różnych poziomach organizacji przyrody. Termin ten zaproponował dr Walter Rosen, a po raz pierwszy użyto go na szerszą skalę w 1986 roku podczas Narodowego Forum na temat Różnorodności Biologicznej (ang. *National Forum on BioDiversity*) w Waszyngtonie. Pojęcie bioróżnorodności zostało następnie spopularyzowane przez Wilsona (1988, 1999). Do 1992 roku badacze proponowali różne definicje tego terminu w swoich pracach – większość z nich odnosiła się do różnorodności genetycznej, taksonomicznej oraz ekosystemowej, część obejmowała dodatkowo procesy ekologiczne będące częścią ekosystemów, różnorodność krajobrazu czy nawet różnorodność na poziomie społecznościowym (Reid i Miller, 1989; IUCN i in., 1990; McAllister, 1991; Bibby i in., 1992; Fiedler i Jain, 1992; Wilson, 1992).

Aktualnie najczęściej przytaczana jest definicja sformułowana w art. 2 Konwencji o różnorodności biologicznej (ang. *Convention on biological diversity*, CBD) sporządzonej 5 czerwca 1992 roku podczas Konferencji Narodów Zjednoczonych na temat Środowiska i Rozwoju (ang. *United Nations Conference on Environment and Development*, UNCED) w Rio de Janeiro. Zgodnie z nią, różnorodność biologiczna oznacza zróżnicowanie wszystkich żywych organizmów pochodzących ze wszystkich ekosystemów (w tym, m. in. ekosystemów lądowych, morskich i innych ekosystemów wodnych) oraz samych ekosystemów, których częścią są dane organizmy. Różnorodność biologiczna rozpatrywana jest na trzech poziomach:

- różnorodność wewnątrzgatunkowa – zmienność puli genowej w obrębie danego gatunku lub badanej populacji,
- różnorodność gatunkowa – bogactwo gatunków w danym środowisku,
- różnorodność ekosystemowa – zróżnicowanie ekosystemów zasiedlanych przez organizmy żywe powiązane ze sobą systemem wzajemnych zależności.

W latach 90. XX wieku również w Polsce pojawiły się pierwsze wzmianki o różnorodności biologicznej jako nowej koncepcji ochrony przyrody (Gliwicz, 1992). W kolejnych latach temat budził coraz większe zainteresowanie wśród badaczy. Sienkiewicz (2010) definiuje różnorodność biologiczną jako „całe bogactwo form życia występujących na Ziemi, różnorodność gatunków, genetyczną zmienność wewnątrzgatunkową, a także różnorodność wielogatunkowych układów przyrodniczych, tj. ekosystemów i krajobrazów”. Różnorodność jest według tej definicji cechą przyrody, wynikającą z jej różnorodności form życia i układów w jakich występują, ekologicznych funkcji jakie pełnią oraz ze zmienności genetycznej jaką w sobie zawierają.

2.1.2. Formy ochrony różnorodności biologicznej obowiązujące w Polsce

Polski system ochrony bioróżnorodności łączy wielopoziomowe regulacje międzynarodowe, unijne i krajowe, zapewniając kompleksową ochronę gatunków, siedlisk i ekosystemów. Kluczowym aktem międzynarodowym ustanawiającym ramy ochrony bioróżnorodności jest Konwencja o różnorodności biologicznej z 1992 roku, która zobowiązuje strony do opracowania Krajowych Strategii i Planów Działania na rzecz Bioróżnorodności (ang. *National Biodiversity Strategies and Action Plans*, NBSAP), zgodnych z ustaleniami przyjmowanymi podczas posiedzeń Konferencji Stron (ang. *Conference of the Parties*, COP). W grudniu 2022 roku, podczas 15. Konferencji Stron (COP15) ustanowiono i przyjęto globalne ramy bioróżnorodności z Kunmingu/Montrealu (ang. *Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework*, GBF), określające cztery cele długoterminowe do realizacji do 2050 roku oraz 23 cele operacyjne na rok 2030. Obejmują one m.in. ochronę i odbudowę co najmniej 30% ekosystemów lądowych i morskich, większą kontrolę wprowadzania gatunków inwazyjnych i minimalizowanie ich negatywnego wpływu na bioróżnorodność, redukcję zanieczyszczeń oraz znaczące zwiększenie finansowania działań na rzecz bioróżnorodności (Convention on Biological Diversity, 2022).

Konieczność ochrony bioróżnorodności została również wskazana przez Organizację Narodów Zjednoczonych (ang. *United Nations*, UN/OZN). W ramach przyjętej przez wszystkie państwa członkowskie agendy „Przekształcamy nasz świat: Agenda na rzecz zrównoważonego rozwoju 2030” (ang. *Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development*) ustalone zostały Cele Zrównoważonego Rozwoju (ang. *Sustainable Development Goals*, SDGs). Cel 15 odnosi się bezpośrednio do działań mających na celu ochronę, przywracanie i promowanie zrównoważonego użytkowania

ekosystemów lądowych, zrównoważonego gospodarowania lasami i powstrzymania utraty różnorodności biologicznej. Natomiast Cel 14 zakłada ochronę ekosystemów morskich i podejmowanie działań mających na celu poprawę kondycji oceanów i zwiększenia morskiej bioróżnorodności (UN General Assembly, 2015).

Na poziomie Unii Europejskiej (UE) w kontekście zachowania różnorodności biologicznej istotne są dwie dyrektywy wspólnie tworzące system ochrony przyrody. Pierwszą z nich jest dyrektywa w sprawie ochrony dzikiego ptactwa, tzw. Dyrektywa Ptasia (2009/147/WE), która nakazuje ochronę dzikiego ptactwa poprzez wyznaczenie Obszarów Specjalnej Ochrony (OSO) w ramach europejskiej sieci ekologicznej Natura 2000. Drugi dokument dotyczy ochrony siedlisk przyrodniczych oraz gatunków roślin i zwierząt, realizowanej poprzez tworzenie Specjalnych Obszarów Ochrony (SOO) Natura 2000. Aktem tym jest dyrektywa w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory, nazywana Dyrektywą Siedliskową (92/43/EWG).

Ponadto, Komisja Europejska (ang. *European Commission*, EC), w ramach swoich działań zajmuje się przygotowaniem inicjatyw politycznych, których zadaniem jest jak najlepsze funkcjonowanie UE. Zbiorem takich inicjatyw, których ogólnym celem jest poprawa jakości środowiska przyrodniczego, jest Europejski Zielony Ład (ang. *European Green Deal*). Jego założenia EC przedstawiła w grudniu 2019 roku (COM/2019/640 final). Jedną z intencji Europejskiego Zielonego Ładu jest ochrona i odbudowa ekosystemów i bioróżnorodności. Szczegóły dotyczące realizowania tego celu zostały opublikowane przez EC w maju 2020 roku w ramach Strategii na rzecz bioróżnorodności 2030 pod hasłem „Przywracanie przyrody do naszego życia” (ang. *EU Biodiversity Strategy for 2030 „Bringing nature back into our lives”*) (COM/2020/380 final). W ramach działań tej strategii przewidziano m.in. odbudowę ekosystemów, rozszerzenie istniejących obszarów Natura 2000 czy ochronę zagrożonych gatunków (EC DG ENV, 2021). Przygotowano również plan przywrócenia swobodnego przepływu na co najmniej 25 000 km rzek w krajach UE (EC DG ENV, 2022). W ramach Strategii na rzecz bioróżnorodności 2030 Komisja Europejska zaproponowała projekt nowego aktu prawnego zobowiązującego państwa członkowskie do podejmowania określonych w nim działań na rzecz utrzymania bioróżnorodności. Wynikiem ich prac w sierpniu 2024 roku weszło w życie rozporządzenie w sprawie odbudowy zasobów przyrodniczych (ang. *Nature Restoration Law*, NRL) (Rozporządzenie (EU) 2024/1991). Nakłada ono

na państwa członkowskie obowiązek przywrócenia do 2030 roku co najmniej 30% ekosystemów ze stanu słabego do dobrego.

W Polsce obowiązek ochrony środowiska, w tym różnorodności biologicznej, zapisany jest w artykule 5. Konstytucji Rzeczypospolitej Polskiej, będącej fundamentalnym aktem prawnym w państwie. Jednak podstawowym i najważniejszym aktem krajowym dotyczącym ochrony bioróżnorodności jest ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (tekst jedn. Dz.U. z 2024 r. poz. 1478 ze zm.), regulująca dziesięć form ochrony przyrody, zarówno obszarowej (parki narodowe, rezerwaty przyrody, parki krajobrazowe, obszary chronionego krajobrazu oraz obszary Natura 2000), jak i obiektowej (pomniki przyrody, stanowiska dokumentacyjne, użytki ekologiczne, zespoły przyrodniczo-krajobrazowe oraz ochrona gatunkowa roślin, zwierząt i grzybów). Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska (tekst jedn. Dz.U. z 2025 r. poz. 647 ze zm.) określa zasady ocen oddziaływania na środowisko, gospodarowania zasobami przyrodniczymi i planowania przestrzennego, co dodatkowo uzupełnia również ustawa z dnia 27 marca 2003 r. o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym (tekst jedn. Dz.U. z 2024 r. poz. 1130 ze zm.). Ważna w kontekście ochrony bioróżnorodności jest również ustawa z dnia 11 sierpnia 2021 r. o gatunkach obcych (tekst jedn. Dz.U. z 2023 r. poz. 1589), która wdraża wymogi CBD dotyczące kontroli inwazyjnych gatunków obcych. W marcu 2025 roku nowelizowana została ustawa z dnia 28 września 1991 r. o lasach (tekst jedn. Dz.U. z 2025 r. poz. 567) regulująca zarządzanie zasobami leśnymi z uwzględnieniem ochrony siedlisk leśnych zgodnie z dyrektywami unijnymi.

W sferze krajowych instrumentów finansowych kluczowy jest program priorytetowy Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej (NFOŚiGW) „Ochrona i przywracanie różnorodności biologicznej i krajobrazowej” na lata 2024-2029, umożliwiający finansowanie projektów rewitalizacji ekosystemów oraz ochrony zagrożonych gatunków (Internet 1). Liczne krajowe programy dotyczące ochrony bioróżnorodności realizowano i nadal są realizowane ze środków Funduszy Europejskich. W kwietniu 2025 roku NFOŚiGW otrzymał środki na wdrażanie Planu działań dotyczącego priorytetowych dróg przenoszenia inwazyjnych gatunków obcych (IGO). Aktualnie w ramach Funduszy Europejskich dla Polski Wschodniej 2021-2027 dostępne są dotacje, które mogą zostać wykorzystane na rozwój zielonej infrastruktury i korytarzy ekologicznych (Internet 2).

W polskim systemie ochrony bioróżnorodności wdrożono zintegrowane regulacje oparte na zobowiązaniach międzynarodowych, przepisach Unii Europejskiej oraz krajowych programach, co teoretycznie powinno umożliwiać efektywną ochronę różnorodności biologicznej na poziomie genetycznym, gatunkowym i ekosystemowym. Jednakże, rzeczywista skuteczność tych działań pozostaje ograniczona. Raporty Generalnego Inspektoratu Ochrony Środowiska (GIOŚ) wskazują na niewłaściwy stan ochrony większości obszarów objętych Dyrektywą Siedliskową, wynikający z nieprawidłowego stanu populacji gatunków, zaburzeń w strukturze i funkcji siedlisk, ich niewielkiej powierzchni oraz złych perspektyw ochrony lub niewystarczającego zasięgu występowania (GIOŚ, 2022).

Według najnowszych danych ujętych w raporcie opublikowanym przez Europejską Agencję Środowiska (ang. *European Environment Agency*, EEA), ponad 80% chronionych siedlisk znajduje się w złym lub bardzo złym stanie. Założenia strategii UE do 2020 roku dotyczące zatrzymania i odwrócenia trendu utraty bioróżnorodności nie zostały osiągnięte, a prognozy na rok 2030 również są niekorzystne. Dodatkowo narastające skutki zmian klimatu będą potęgować inne zagrożenia dla bioróżnorodności (EEA, 2025).

2.1.3. Metody oceny różnorodności biologicznej

Ocena różnorodności biologicznej wymaga stosowania różnych metod zależnie od analizowanego poziomu: wewnątrzgatunkowego, gatunkowego lub ekosystemowego.

Różnorodność wewnątrzgatunkowa (genetyczna)

Różnorodność genetyczna wewnątrzgatunkowa jest najczęściej badana za pomocą technik molekularnych, które obejmują stosowanie markerów genetycznych, jak również nowoczesnych metod sekwencjonowania DNA i RNA. Wykorzystywane są również metody analizy polimorfizmu długości fragmentów restrykcyjnych (ang. *Restriction Fragments Length Polymorphism*, RFLP) oraz techniki wykorzystywane do detekcji polimorfizmu losowo amplifikowanych fragmentów DNA, takie jak RAPD (ang. *Random Amplified Polymorphic DNA*) czy AFLP (ang. *Amplified Fragment Length Polymorphism*) (Costa i in., 2016). Różnorodność genetyczną można ocenić również na podstawie zmienności sekwencji mikrosatelitarnych (ang. *Short Tandem Repeats*, STR) oraz na podstawie badania obecności polimorfizmu (mutacji punktowych) pojedynczych nukleotydów (ang. *Single Nucleotide Polymorphisms*, SNPs) (Bilginer i in., 2022).

Współczesne technologie, w tym sekwencjonowanie nowej generacji (ang. *Next-generation sequencing*, NGS), umożliwiają analizę całych genomów lub eksomów, co pozwala na dokładne wykrywanie mutacji punktowych, fuzji genowych i innych złożonych wariantów genetycznych. Uzyskane sekwencje mogą być porównywane ze znanymi sekwencjami badanych organizmów w międzynarodowych bazach danych, takich jak ENA (ang. *European Nucleotide Archive*) czy GenBank, co umożliwia kompleksową analizę genetyczną. Metody te pozwalają na ocenę liczby alleli, poziomu heterozygotyczności, różnorodności genetycznej, przeprowadzenie analiz filogenetycznych, a także na określenie struktury populacji i potencjału adaptacyjnego badanych gatunków. Dzięki temu możliwe jest precyzyjne określenie zmienności wewnątrzgatunkowej oraz identyfikacja mechanizmów ewolucyjnych i adaptacyjnych (Porter i Hajibabaei, 2018).

Różnorodność gatunkowa

Według Whittakera (1972) różnorodność gatunkowa może być analizowana w obrębie pojedynczej próby (różnorodność punktowa) lub w obrębie jednego siedliska (różnorodność alfa). W fitosocjologii i ekologii najczęściej wykorzystuje się ilościowe miary i wskaźniki różnorodności gatunkowej (Sienkiewicz, 2010; Magurran, 2013). Do najważniejszych z nich należą: bogactwo gatunkowe (liczba gatunków), liczebność osobników oraz pokrycie powierzchni przez poszczególne gatunki. Do określenia bioróżnorodności gatunkowej wykorzystywane są też indeksy różnorodności, takie jak:

- wskaźnik różnorodności Shannona-Wienera – określa stopień różnorodności biologicznej badanego obszaru; uwzględnia jednocześnie liczbę gatunków, jak i równomierność ich udziału,
- wskaźnik różnorodności Simpsona – określa prawdopodobieństwo, że dwa losowo wybrane osobniki z danego zbiorowiska należą do dwóch różnych gatunków,
- wskaźnik dominacji Simpsona – określa prawdopodobieństwo, że dwa losowo wybrane osobniki z danego zbiorowiska należą do tego samego gatunku,
- wskaźnik Margalefa – określa względne bogactwo gatunkowe, uwzględniając zarówno liczbę gatunków na badanym obszarze, jak i całkowitą liczbę osobników,
- wskaźnik równomierności Pielou – mierzy równomierność rozkładu osobników pomiędzy poszczególnymi gatunkami w obrębie danego zbiorowiska,

- wskaźnik podobieństwa Sørensen – pozwala porównać dwa zbiorowiska pod względem występowania wspólnych gatunków.

Cenne w ocenie różnorodności biologicznej badanego obszaru mogą być również wskaźniki obcości flory:

- wskaźnik synantropizacji – przedstawia udział gatunków obcych (antropofitów) oraz rodzimych gatunków synantropijnych (apofitów) w stosunku do wszystkich występujących na badanym obszarze gatunków,
- wskaźnik antropofityzacji – przedstawia udział gatunków obcego pochodzenia (antropofitów) w stosunku do wszystkich oznaczonych gatunków,
- wskaźnik kenofityzacji – przedstawia udział gatunków obcego pochodzenia introdukowanych po 1500 roku (kenofitów) w stosunku do wszystkich oznaczonych gatunków.

Różnorodność ekosystemowa

Analiza różnorodności ekosystemów polega na ocenie liczby, typów i funkcji siedlisk oraz ich struktury i wzajemnych powiązań. Whittaker (1972) wyróżnia poniższe poziomy oceny różnorodności na poziomie ekosystemów: różnorodność beta (występowanie gatunków w gradiencie środowiskowym lub między siedliskami), różnorodność gamma (na poziomie krajobrazu lub w zbiorze prób reprezentujących kilka siedlisk), różnorodność epsilon (na poziomie regionu geograficznego, gdzie występują różne typy krajobrazu) oraz różnorodność delta (zmiany składu gatunkowego wzdłuż gradientu klimatycznego lub zmiany pomiędzy regionami geograficznymi).

Ocena różnorodności biologicznej prowadzona jest również przez różne organy rządowe i pozarządowe. Europejska Agencja Środowiskowa używa wieloparametrowych metod do oceny różnorodności biologicznej, dostosowanych do wielkoskalowego monitoringu oraz polityki ochrony środowiska (Maes i in., 2020). Światowy Fundusz na rzecz Przyrody (ang. *World Wide Fund for Nature*, WWF) stosuje autorski wskaźnik życia planety (ang. *Living Planet Index*, LPI), który ocenia poziom bioróżnorodności na podstawie średniego tempa zmian w populacjach kręgowców (Loh i in., 2005).

2.2. Zbiorowiska leśne łęgowe

Lasy łęgowe (ang. *riparian forests*) występujące w dolinach rzek, na terenach zalewowych, są uznawane za jedne z najbardziej produktywnych biologicznie ekosystemów na świecie, co wynika z regularnego wzbogacania gleby składnikami odżywczymi nanoszonymi przez osady rzeczne oraz okresowego obumierania roślinności stanowiącej naturalny nawóz dla kolejnych generacji roślin (Ward i in., 2002; Piątkowski i in., 2018). Niezależnie od składu gatunkowego, lasy łęgowe na wszystkich kontynentach charakteryzują się najwyższą różnorodnością biologiczną i uznawane są za jedne z najważniejszych oraz najbardziej zróżnicowanych ekosystemów na świecie (Tockner i Stanford, 2002).

Jednakże, są one jednocześnie jednymi z najbardziej zagrożonych środowisk przyrodniczych. Globalna degradacja dolin nadrzecznych wiąże się z przekształcaniem ich przez człowieka. Zachodzą one od około 3000 r. p.n.e., kiedy tereny nadrzeczne adaptowano głównie na cele rolnicze i pasterskie, przy okazji niszcząc naturalne drzewostany i unikalną roślinność (Haraszthy, 2001). Czynniki antropogeniczne w dalszym ciągu przyczyniają się do degradacji siedlisk łęgowych i są jednymi z głównych czynników przyczyniających się do spadku bioróżnorodności (Tabacchi i in., 1996; Richardson i in., 2007; Mölder i Schneider, 2011; Piczak i in., 2023). Szacuje się, że w Europie w wyniku działalności człowieka zniknęło nawet do 88% powierzchni lasów łęgowych (Hughes i Rood, 2003). Szwajcaria, w ciągu dwóch ostatnich stuleci, utraciła około 95% pierwotnych terenów zalewowych (Tockner i Stanford, 2002). Jackson i in. (2001) podają natomiast, że z powodu ludzkiej działalności w Ameryce Północnej do 90% terenów zalewowych dolin rzecznych uznaje się za ekologicznie dysfunkcyjne.

2.2.1. Charakterystyka i klasyfikacja fitosocjologiczna zbiorowisk leśnych łęgowych w Polsce

W Polsce zbiorowiska łęgowe to eutroficzne i higrofilne lasy lub zarośla występujące na siedliskach wilgotnych, zlokalizowanych w dolinach rzek na piaszczystych, żwirowatych lub kamienistych aluwiach. Głównym czynnikiem ekologicznym wpływającym na ich charakter jest poziomy ruch wód (Matuszkiewicz i in., 2012). Występują na terasie zalewowej, najczęściej w dolinach dużych rzek o dużej sile transportującej (Wysocki i Sikorski, 2009). Te wymagania siedliskowe wpływają na ich

potencjalną biochorę wynoszącą 1,41% powierzchni Polski (Matuszkiewicz i Wolski, 2023). Ich występowanie najczęściej notowane jest w dolinach Wisły, Odry, Warty i Bugu (Matuszkiewicz i in., 2012).

Zgodnie z klasyfikacją fitosocjologiczną Matuszkiewicza (2011) lasy łąkowe i zarośla wiklin dużych dolin rzecznych zgrupowane zostały w ramach klasy *Salicetea purpureae* MOOR 1958 i rzędu *Salicetalia purpureae* MOOR 1958. W ich obrębie wyszczególniono dwa związki: *Salicion elaeagni* MOOR 1958 oraz *Salicion albae* R.TX. 1955. Do pierwszego z nich przypisany został jeden zespół roślinny – *Salici-Myricarietum* MOOR 1958. Są to zarośla wierzbowe z wrześnią pobrzeżną (*Myricaria germanica* (L.) Desv.) występujące na kamieńcach potoków i rzek Karpat. W obrębie związku *Salicion albae* R.TX. 1955 wyszczególniono jedno zbiorowisko formacji krzewiastej oraz dwa zbiorowiska formacji drzewiastej. Formację krzewiastą stanowią wikliny nadrzeczne, opisywane jako zespół *Salicetum triandro-viminalis* LOHM. 1952. Do zbiorowisk formacji drzewiastej zaliczane są natomiast: nadrzeczny łąg wierzbowy – zespół *Salicetum albo-fragilis* R.TX. 1955 (opisywany przez Ratyńską i in. (2010) jako *Salicetum albae* ISSLER 1926) oraz nadrzeczny łąg topolowy – zespół *Populetum albae* BR.-BL. 1931. Zbiorowiska formacji leśnej są również ujmowane w opracowaniach naukowych jako jeden zespół – łąg wierzbowo-topolowy i opisywane jako zespół lub grupa zespołów *Salici-Populetum* (R.TX. 1931) MEIJER-DREES 1936.

Łęgi wierzbowe *Salicetum albo-fragilis* porastają obszary przy samym korycie rzeki. Za ich typowe siedlisko uważane są niskie terasy zalewowe rzek wielkich i średnich, zalewane corocznie lub kilka razy w roku. Gatunkiem charakterystycznym dla zespołu jest wierzba biała (*Salix alba* L.). W dość zwartym drzewostanie obserwowana jest również domieszka wierzby kruchej (*Salix fragilis* L.) (Matuszkiewicz, 2011). Warstwę krzewów tworzą zwykle gatunki wierzb, będące pozostałościami po występujących na danym siedlisku wiklinach nadrzecznych – wierzba wiciowa (*Salix viminalis* L.) oraz wierzba trójpręcikowa (*Salix triandra* L.). Są one porastane przez pnącza kielisznika zaroślowego (*Calystegia sepium* (L.) R. Br.), chmielu zwyczajnego (*Humulus lupulus* L.), rzadziej przez kaniankę pospolitą (*Cuscuta europaea* L.) oraz kaniankę wielką (*Cuscuta lupuliformis* Krock.) (Matuszkiewicz i in., 2012). Gatunkami wyróżniającymi dla zespołu są sporadycznie przechodzące do runa rośliny zielne z klas *Bidentetea*, *Phragmitetea* i *Molinio-Arrhenatheretea*. Runo łągu wierzbowego jest niejednorodne. Bliżej koryta rzeki, przy namuliskach oraz w położonych dalej od rzeki obniżeniach,

występują gatunki namulisk (*Bidentetea*), np. gatunki rzepienia (*Xanthium* spp.) oraz rzepicha błotna (*Rorripa palustris* (L.) Besser). Na powierzchniach zabagnionych występuje przytulia czepna (*Gallium aparine* L.), trzcina pospolita (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.) i psianka słodkogórz (*Solanum dulcamara* L.). W wyżej położonych postaciach łągu, mniej wilgotnych i żyznych, częściej występują gatunki przechodzące z wilgotnych łąk (*Molinio-Arrhenatheretea*), m.in. tojeść pospolita (*Lysimachia vulgaris* L.), jaskier rozłogowy (*Ranunculus repens* L.), żywokost lekarski (*Symphytum officinale* L.). Dobrze wykształcone fitocenozy zespołu *Salicetum albo-fragilis* są bardzo rzadko spotykane w Polsce. Najczęściej ich występowanie opisywane jest jako płatowe lub fragmentaryczne (Matuszkiewicz, 2011; Matuszkiewicz i in., 2012).

Łęgi topolowe *Populetum albae* zajmują siedliska położone wyżej w obrębie terasy zalewowej, bardziej oddalone od nurtu rzeki. Bywają objęte okresowym zalewem, lecz nie występuje on każdego roku i trwa krócej niż w przypadku łągów wierzbowych. Gatunkami charakterystycznymi dla zespołu są trzy gatunki topoli: topola biała (*Populus alba* L.), topola czarna (*Populus nigra* L.) oraz topola szara (*Populus ×canescens* (Aiton) Sm.). W drzewostanie obserwowane są sporadycznie pojawiające się gatunki: wierzba biała (*Salix alba*), wierzba krucha (*Salix fragilis*), wiąz szypułkowy (*Ulmus laevis* Pall.), wiąz pospolity (*Ulmus minor* Mill.), dąb szypułkowy (*Quercus robur* L.) i olsza czarna (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.). Zwarta warstwa krzewów złożona jest w dużej mierze z trzmieliny pospolitej (*Euonymus europaeus* L.), czeremchy zwyczajnej (*Padus avium* Mill.) i porzeczek czerwonej (*Ribes spicatum* Robson), które są gatunkami wyróżniającymi dla tego zespołu. Obecne są tam również podrosty drzew oraz dereń świdwa (*Cornus sanguinea* L.). Dodatkowo w warstwie ziołorośli występują również gatunki, które razem z warstwą krzewów tworzą zwartą gęstwinę. Należą do nich pokrzywa zwyczajna (*Urtica dioica* L.), jeżyna popielica (*Rubus caesius* L.), a także pnącza – chmiel zwyczajny (*Humulus lupulus*) oraz kielisznik zaroślowy (*Calystegia sepium*). W warstwie przyziemnej obecny jest bluszcz kurdybanek (*Glechoma hederacea* L.), jasnota plamista (*Lamium maculatum* L.), trybula leśna (*Anthriscus sylvestris* (L.) Hoffm.), rdestówka zaroślowa (*Fallopia dumetorum* (L.) Holub) oraz podagrycznik pospolity (*Aegopodium podagraria* L.) będący gatunkiem wyróżniającym dla zespołu *Populetum albae*. Podobnie jak łąg wierzbowy, zespół ten jest słabo reprezentowany w Polsce, a fitocenozy zbliżone do stanu naturalnego są spotykane

jeszcze rzadziej niż zbiorowiska *Salicetum albo-fragilis* (Matuszkiewicz, 2011; Wysocki i Sikorski, 2009; Matuszkiewicz i in., 2012).

2.2.2. Ochrona łągów wierzbowo-topolowych

Łęg wierzbowy oraz łąg topolowy objęte są prawną ochroną w ramach Dyrektywy Siedliskowej. W ramach SOO Natura 2000 są one wyszczególnione w ramach siedliska 91E0, które jest grupą niejednorodną fitosocjologicznie i ujęte są w nim łągi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe (*Salicetum albo-fragilis*, *Populetum albae*, *Alnion glutinoso-incanae*, olsy źródliskowe). Łęg wierzbowy *Salicetum albo-fragilis* wyszczególniony jest jako podtyp 91E0-1, z kolei łąg topolowy *Populetum albae* oznaczono kodem 91E0-2 (Borysiak i in., 2004). Siedlisko 91E0 jest siedliskiem przyrodniczym o znaczeniu priorytetowym. Określenie to odnosi się do siedlisk zagrożonych zanikiem na terenie całej Unii Europejskiej. Ujęcie łągów wierzbowo-topolowych w jednej grupie z łągami olszowymi i jesionowymi powoduje, że trudno jest poznać faktyczny stan tych szczególnie narażonych na degradację zbiorowisk należących do związku *Salicion albae*. W raportach Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska informacje dotyczące oceny stanu ochrony siedlisk 91E0 są traktowane zbiorczo dla wszystkich zbiorowisk, niezależnie od ich klasyfikacji fitosocjologicznej. W przypadku poszczególnych obszarów często również nie jest wyszczególnione, w jakim stopniu które ze zbiorowisk jest dominujące (lub w ogóle obecne) na danym SOO (GIOŚ, 2009; GIOŚ, 2015). Oficjalny przewodnik opracowany przez funkcjonującą w ramach Komisji Europejskiej Dyрекję Generalną ds. Środowiska (ang. *Directorate-General for Environment*, DG ENV) traktuje siedlisko 91E0 w jeszcze szerszym ujęciu, zawierając w nim całe związki *Alno-Ulmion* BR.-BL. ET R.TX. 1943 oraz *Salicion albae* R.TX. 1955 (EC DG ENV, 2013). Sprawia to, że ustalenie szczegółów dotyczących stanu łągu wierzbowo-topolowego, bazując na prezentowanych dla siedlisk 91E0 danych, jest niemożliwe zarówno w skali kraju, jak i Europy.

Komisja Europejska przyjęła trzystopniową skalę oceniającą walory siedliska, która używana jest w raportach o stanie ochrony siedlisk priorytetowych: FV – stan właściwy; U1 – stan niewłaściwy – niezadawalający; U2 – stan niewłaściwy – zły. W przypadku stanu nieznanego stosowany jest zapis XX (Herbich, 2004). Na podstawie raportów GIOŚ wiadomo, że w Polsce nie ma żadnego SOO 91E0, którego stan byłby oceniony jako właściwy (GIOŚ, 2009; GIOŚ, 2015). Podobna sytuacja jest niemal w całej Unii

Europejskiej. Jedynie na Węgrzech struktura i funkcje siedliska określane są jako właściwe (Internet 3).

Ochrona łągów wierzbowo-topolowych *Salici-Populetum* polega na przywracaniu i utrzymaniu warunków siedliskowych odpowiadających dynamice naturalnych dolin rzecznych, wspieraniu procesów sukcesji wierzb i topól oraz ograniczaniu presji antropogenicznej, zwłaszcza regulacji rzek, budowy obwałowań, melioracji i inwazji gatunków obcych (Herbich, 2014).

Raporty wydawane przez Lasy Państwowe, takie jak „Raport o stanie lasów w Polsce 2023” (Koss, 2024) oraz „Wyniki aktualizacji stanu powierzchni leśnej i zasobów drzewnych w Lasach Państwowych na dzień 1 stycznia 2024 roku” (Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej, 2025), nie zawierają szczegółowych informacji dotyczących stanu łągów wierzbowo-topolowych. W dokumentach tych prezentowane są bowiem dane na poziomie typów siedliskowych lasów. Wyszczególniają oni jedynie typ siedliskowy lasu L1 jako szeroko pojęty las łągowy, bez szczegółowego wyszczególnienia poszczególnych zbiorowisk roślinnych takich jak łągi wierzbowo-topolowe. Oznacza to, że pomimo iż przytoczone wcześniej raporty Lasów Państwowych stanowią ważne źródło informacji o stanie lasów w Polsce, nie pozwalają jednak na szczegółową ocenę kondycji i dynamiki łągów wierzbowo-topolowych. Wskazuje to na potrzebę stosowania bardziej specjalistycznych metod badawczych oraz dedykowanych analiz przyrodniczych dla tych unikalnych ekosystemów.

2.2.3. Znaczenie ekologiczne nadrzecznych zbiorowisk leśnych

Zbiorowiska leśne łągowe dolin nadrzecznych mają istotne znaczenie w ekosystemie. Biorą one udział w procesie glebotwórczym. Poprzez okresowe ich zalewanie, razem z wodą nanoszone są osady rzeczne bogate w składniki mineralne. Podczas zalewów część roślin obumiera, poprawiając tym samym użyźnienie gleby i jej powstawanie (Tabacchi i in., 1996; Richardson i in., 2007). Zalesienia w dolinach rzecznych pełnią również funkcję przeciwozyjną i poprzez umacnianie brzegów zapobiegają niekontrolowanemu poszerzeniu się koryta rzeki (Rieger i in., 2014; Wojterska i Ratyńska, 2019).

Lasy łągowe, poprzez zasiedlanie terenów podmokłych, są w stanie retencjonować wodę i nawet w okresach suszy na ich terenie można zauważyć miejsca podmokłe w zagłębieniach terenu (Fot. 1). Dzięki temu wspomagają wydłużanie obiegu wody

w przyrodzie. Wpływają one również na obniżanie stanu wód spływających korytem w okresie wiosennych roztopów, a w okresie letnim łagodzą skutki suszy (Danielewicz, 1993). Łęgi rosnące przy wałach przeciwpowodziowych wpływają na zmniejszenie siły fali powodziowej i prędkości napierającej wody. Stają się tym samym dodatkową ochroną przed zalaniem dla położonych niżej terenów (Kaszyński i Szczukowska, 2012).



Fot. 1. Zbiorowisko łąkowe, na terenie którego odnotowano obecność podmokłego zagłębienia terenu

Źródło: Zdjęcie własne (fot. Indeka E.)

Zbiorowiska łąkowe w dolinach rzek przyczyniają się do kształtowania bioróżnorodności gatunkowej w rzecznych korytarzach ekologicznych. Stanowią schronienie dla licznych gatunków zwierząt. Szuwary, gęste zarośla, zakamarki pod korzeniami drzew (często odsłoniętymi przez podmywanie ich przez wodę) stanowią kryjówki dla ssaków, gadów, płazów czy ptactwa wodnego. Bardzo ważną rolę odgrywają zamieszkujące lasy łąkowe populacje bobra europejskiego (*Castor fiber* Linnaeus, 1758), które poprzez wznoszenie tam na ciekach wodnych powodują podnoszenie się poziomu wód powierzchniowych oraz spowolnienie przepływu wody. Skutkiem tego są zalewy terenów lasów łąkowych, co wspomaga naturalny proces ich odtwarzania się (Czech, 2010).

Doliny rzek są kluczowymi siedliskami, w których gniazdują i żyją liczne gatunki ptaków związanych ekologicznie z łąkami wierzbowo-topolowymi oraz obszarami terasów zalewowych. Dlatego też często tereny przybrzeżne obejmowane są OSO Natura 2000, zgodnie z Dyrektywą Ptasią. Koryto Wisły dla wielu gatunków ptactwa wodnego stanowi najważniejszy obszar gniazdowania w skali kraju (Tomiałojć i Stawarczyk, 2003; Keller i in., 2017). Wśród awifauny obszaru Natura 2000 Dolina Środkowej Wisły najważniejszymi gatunkami są: rybitwa rzeczna (*Sterna hirundo* Linnaeus, 1758),

rybitwa białoczarna (*Sterna albifrons* Pallas, 1764), mewa czarnogłowa (*Larus melanocephalus* Temminck, 1820), derkacz zwyczajny (*Crex crex* Linnaeus, 1758), zimorodek zwyczajny (*Alcedo atthis* Linnaeus, 1758), dzięcioł białoszyi (*Dendrocopos syriacus* Hemprich & Ehrenberg, 1833), błotniak stawowy (*Circus aeruginosus* Linnaeus, 1758) (Chylarecki i Sawicki, 2003; Beuch i in., 2023).

Zmiany klimatu wpływają na coraz częściej pojawiające się okresy suszy i notowane niskie poziomy wód w rzekach. Powoduje to, że na terenach, na których do tej pory naturalne dla lasów łęgowych procesy związane z okresowym ich zalewaniem nie były zaburzone przez działalność człowieka zaczęły zanikać (Jackowiak, 2023).

2.2.4. Stan badań nad nadrzecznymi zbiorowiskami łęgowymi w Polsce

Badania dotyczące stanu zbiorowisk *Salici-Populetum* na terenie Polski były realizowane przez badaczy na terenie dolin dużych rzek kraju. Były to jednak często badania przekrojowe dotyczące określenia występowania zbiorowisk roślinnych na badanym terenie, a nie koncentrujące się na przekształceniach łągów wierzbowo-topolowych.

Künstler (2000) podjął jedno z pierwszych szeroko zakrojonych badań dotyczących oceny bogactwa flory strefy zalewowej doliny Wisły. Porównywał on odcinki Wisły w okolicach Nowego Dworu Mazowieckiego, Jabłonnej i Burakowa, centrum Warszawy, okolic Zawad i Błot oraz Kępy Radwankowskiej. Badany teren rozciągał się na długości niemal 100 km rzeki, a jego powierzchnia wynosiła w przybliżeniu 110 km², z czego około połowy zajmował łąd. Oznaczył on na badanym terenie 10 syntaksonów, zgodnych ze zbiorowiskami wyróżnionymi przez Matuszkiewicza i Wernera (2000). Na stanowiskach zajmowanych przez zbiorowiska łągu wierzbowo-topolowego oznaczył 111 gatunków roślin. Wśród nich występowało 10 gatunków antropofitów (9,0% flory tych zbiorowisk). Jako „szczególnie agresywne” określone zostały przez niego klon jesionolistny (*Acer negundo* L.) oraz uczepek amerykański (*Bidens frondosa* L.). Stwierdził występowanie trzech gatunków podlegających całkowitej lub częściowej ochronie. Były to: kruszczyk szerokolistny (*Epipactis helleborine* (L.) Crantz), porzeczka czarna (*Ribes nigrum* L.) i kalina koralowa (*Viburnum opulus* L.). Spośród tych trzech gatunków roślin, aktualnie zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 9 października 2014 r. w sprawie ochrony gatunkowej roślin (Dz.U. 2014 poz. 1409), ochroną objęty jest jedynie kruszczyk szerokolistny (*Epipactis helleborine*). Künstler (2000) opisał również występowanie trzech innych cennych gatunków związanych z roślinnością aluwialną

na terenie Niziny Mazowieckiej – kianiaki wielkiej (*Cuscuta lupuliformis*), starca nadrzecznego (*Senecio fluviatilis* Wallr.), stulisza sztywnego (*Sisymbrium strictissimum* L.). 14 spośród opisanych przez niego na badanym terenie gatunków (12,6% flory oznaczonej na tych zbiorowiskach) zaliczało się do taksonów charakterystycznych dla klasy *Salicetea purpurea*. Badania prowadzone przez Künstlera (2000) w międzywalu Doliny Środkowej Wisły wykazały, że zbiorowiska leśne na tym obszarze reprezentowane były niemal wyłącznie przez zespół *Salici-Populetum*.

Matuszkiewicz (2000) oraz Matuszkiewicz i Gacka-Grzeškewicz (2001) ocenili stan łągów wierzbowo-topolowych jako „nieliczne ocalałe fragmenty tych zbiorowisk”. Zwrócili jednocześnie uwagę, że w porównaniu do innych miast Europy utrzymanie takich pozostałości naturalnego krajobrazu dolin wielkich rzek w obrębie stolicy kraju świadczy o fenomenie przyrodniczym.

Kozłowska (2000, 2001) na mapie roślinności rzeczywistej Warszawy zobrazowała występujące na terenie całego miasta krajobrazy roślinne. Tereny nadwiślańskie zaklasyfikowała jako krajobraz lasów i zarośli terasów zalewowych. W swojej pracy tereny te wyznaczyła jako obszary, gdzie ewentualna zmiana pełnionych przez nie funkcji będzie oznaczać duże obniżenie ogólnych walorów przyrodniczych miasta.

W późniejszych latach prace badawcze w dolinie Wisły podejmowali również Jagodziński i Maciejewska-Rutkowska (2005a, 2005b, 2008), Kowalska (2006, 2009, 2010, 2011, 2012), Jagodziński i in. (2011) oraz Ługowska (2014).

W dolinie Warty, a w szczególności na jej odcinku w obrębie Poznania i okolic prowadzono liczne badania. Obserwacje rozpoczęli Wojterski i in. (1973), Wojterski i Wojterska (1974), a następnie temat kontynuowany był przez Danielewicza i Głanca (1988), Borysiaka (1994) i Ratyńską (2001). Jedne z pierwszych szczegółowych doniesień na temat stanu łągów nadrzecznych w dolinie Warty przedstawiła Ratyńska (2001) opisując, że spośród zespołów roślinnych występujących nad rzeką, należą one do najbardziej zniszczonych, a w samym Poznaniu zachowały się jedynie fragmenty zbiorowisk zespołu *Salici-Populetum*. W późniejszych latach badacze potwierdzili występowanie płatów łągów wierzbowo-topolowych w obrębie rzeki Warty w Poznaniu (Dyderski i Jagodziński, 2014; Dyderski i Wrońska-Pilarek, 2015a; Dyderski i in., 2015a). Potwierdzono również ich obecność w korytach mniejszych rzek na terenie tego miasta: Cybiny (Wrońska-Pilarek, 2004; Wrońska-Pilarek i Stasik, 2005; Wrońska-

Pilarek i in., 2020) i Junikowskiego Strumienia (Dyderski i Wrońska-Pilarek, 2018, 2022; Wrońska-Pilarek i Kluza-Wieloch, 2022; Danielewicz, 2022). Obecność fragmentów zbiorowisk *Salici-Populeteum* oraz ich postępujący zanik w rejonie Bogdanki w Poznaniu były tematem wielu prac badawczych (Wrońska-Pilarek, 2008, 2010; Dyderski i in., 2014a, 2014b, 2015b, 2017; Dyderski i Wrońska-Pilarek, 2015b).

Realizowane były również badania w dolinie Odry. Zarówno na terenach Dolnego Śląska (Macicka i Wilczyńska, 1993; Borysiak, 2004; Polowczyk i in., 2007; Stefańska-Krzaczek, 2013; Wojtkowiak i in., 2013; Kawałko i in., 2015, 2017; Stefańska-Krzaczek i Podgrudna, 2015; Czajka i in., 2023), jak i w jej końcowym biegu (Jasnowska, 1993).

Podobne prace badawcze, prezentujące stan przekształcenia terenów nadrzecznych oraz występującą na ich terenie florę prowadzono w dolinie Sanu (Krawczyk, 2011; Nobis i in., 2016), Pilicy (Osuchowska, 1995; Kurowski, 1998; Piątkowski i in., 2018), Narwi (Solon i Plit, 1992; Zaniewski i in., 2021), Bugu (Marciniuk i Wierzba, 2006; Dombrowski i in., 2002), Wdy (Czortek, 2013), Brdy (Ratyńska i in., 2015), Świdra (Kończakowska, 2010) oraz Kłodnicy (Hanczaruk i Kompała-Bąba, 2016).

2.3. Czynniki antropogeniczne wpływające na przekształcenia nadrzecznych łągów wierzbowo-topolowych

Łągi wierzbowo-topolowe stanowiły niegdyś jeden z kluczowych elementów naturalnej sukcesji ekosystemów dolin rzecznych, zajmując tereny położone w bezpośrednim sąsiedztwie koryta rzeki i były okresowo zalewane wodami wezbraniowymi (Borysiak, 1990; Matuszkiewicz i Gacka-Grzesikiewicz, 2001; Kowalska, 2012). Współcześnie ich zasięg uległ znacznemu ograniczeniu i uważane są za najbardziej zagrożone zbiorowiska leśne Polski (Borysiak, 1990; Kowalska, 2012; Matuszkiewicz i in., 2012). W dużej mierze wpływ na degradację łągów miały czynniki antropogeniczne. Zmiany w szacie roślinnej zachodzące pod wpływem działalności człowieka określane są jako synantropizacja (Olaczek, 1982; Faliński, 1966).

2.3.1. Regulacja koryt rzecznych

Już w XIX i XX wieku prowadzono działania związane z usuwaniem zadrzewień z koryt dużych rzek, mające na celu ograniczenie ryzyka powstawania zatorów lodowych. Wykarczowane tereny wykorzystywano następnie jako pastwiska (Matuszkiewicz i Gacka-Grzesikiewicz, 2001). Duży udział miały również działania mające na celu

ochronę położonych wzdłuż rzeki terenów zamieszkałych przed powodzią. Podczas budowy wałów przeciwpowodziowych usuwano drzewa rosnące przy rzekach, a osuszone tereny przekształcano na grunty rolne (Borysiak, 1990; Matuszkiewicz i in., 2012). W przypadkach, gdy nie wykorzystywano ich do celów rolniczych dochodziło do zmian w strukturze tych ekosystemów w kierunku zbiorowisk łąkowych (Gamrat i Burczyk, 2007).

Regulacja koryt rzecznych i budowa zbiorników retencyjnych, wznoszonych w celu ochrony terenów zabudowanych przed powodzią, doprowadziła do zaniku okresowych zalewów terenów przybrzeżnych. Miało to bezpośredni wpływ na mikroklimat zbiorowisk łąkowych. Uregulowane, stałe stosunki wodne powodują stopniowe zwiększanie się zwarcia drzewostanu. Proces sukcesji przestaje być hamowany przez regularne zalewy i postępując dalej doprowadza w ten sposób do degradacji zbiorowisk łąkowych. Dochodzi do przesychania siedlisk, co sprzyja wypieraniu gatunków wilgociolubnych przez gatunki, które w warunkach typowych dla łągów nie byłyby w stanie tam przetrwać (Borysiak, 1990; Kowalska, 2010, 2012; Matuszkiewicz i in., 2012; Jackowiak, 2023). Postępujący proces określany jest jako grądowienie łągów i prowadzi do pojawienia się grądów, jako końcowego etapu sukcesji na tym siedlisku (Borysiak, 1990; Macicka i Wilczyńska, 1993; Kowalska, 2012; Matuszkiewicz i in., 2012). Dyderski i Jagodziński (2014) obserwowali zachodzenie tego procesu w przypadku zespołu *Populetum albae* w dolinie Warty na terenie Poznania.

2.3.2. Zmiana użytkowania terenu

Jasnowska (1993) zwracała uwagę na nasilający się trend zastępowania lasów łąkowych użytkami zielonymi. Aktualnie potwierdzono, że wycinka drzew, zabudowa nabrzeży i wprowadzanie użytków zielonych doprowadziły do nieodwracalnych zmian w strukturze tych ekosystemów (Gamrat, 2006; Jackowiak, 2023). Nadrzeczne tereny zielone, nawet jeżeli są to nieużytki, są bardzo chętnie odwiedzane przez mieszkańców miast (Sikorska i in., 2019).

Ponadto, doliny rzeczne i występujące na ich terenie lasy łąkowe bywają wykorzystywane jako tereny nielegalnego składowania odpadów. W korytach rzek prowadzi się również niekontrolowaną eksploatację materiałów, takich jak żwir (Borysiak i in., 2004).

Użytkowanie lasów przez człowieka, poprzez wprowadzanie czynnika rekreacyjnego na teren łągów, odgrywa negatywny wpływ na jego stan. Nadmierne użytkowanie dolin rzecznych sprzyja powstawaniu wydepczyk, które stwarzają warunki dla rozwoju gatunków synantropijnych (Gamrat, 2006). Działalność człowieka sprzyja też nieświadomemu wprowadzaniu gatunków obcych – ich nasiona mogą być przenoszone na odzieży czy sprzęcie, a pozostawiane resztki organiczne dodatkowo ułatwiają ich kiełkowanie i ekspansję (Jackowiak, 2023).

Danielewicz (2008, 2012) zwraca uwagę na problem zajmowania tych wartościowych siedlisk przez masowe, celowo zakładane uprawy roślin obcych gatunków. Jako przykład wskazuje plantacje topoli kanadyjskiej (*Populus ×canadensis* Moench), które były tworzone z przeznaczeniem opałowym na siedliskach aluwialnych w dolinach rzecznych. Badania dotyczące występowania drzew i krzewów na obszarach zalewowych w dolinach Warty i Odry wykazały, że topola kanadyjska (*Populus ×canadensis*) jest tam nie tylko najczęstszym obcym gatunkiem dendroflory, lecz także bardziej rozpowszechnionym niż topole rodzime – topola biała (*Populus alba*), topola czarna (*Populus nigra*) i topola szara (*Populus ×canescens*). Tymczasem to właśnie te rodzime gatunki tworzą charakterystyczną grupę lasotwórczą dla naturalnych zbiorowisk łągowych.

2.3.3. Rozprzestrzenianie się obcych gatunków roślin

Łęgi wierzbowo-topolowe, jako zbiorowiska wczesnych faz sukcesji zbiorowisk leśnych, wykazują się szczególną podatnością na inwazje neofitów (Matuszkiewicz i in., 2012; Tokarska-Guzik i in., 2012). W Polsce spotykane są często fragmentarycznie, a ich naturalna forma często jest zaburzona, co sprzyja kolonizacji gatunków obcych (Pyšek i Prach, 1993). Tokarska-Guzik i in. (2012) wyszczególniają 16 gatunków inwazyjnych w siedliskach Natura 2000 o kodzie 91E0 (łągi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe). Wśród nich są gatunki zadomowione inwazyjne w skali kraju: jesion pensylwański (*Fraxinus pennsylvanica* Marshall), klon jesionolistny (*Acer negundo*), kolczurka klapowana (*Echinocystis lobata* (Michx.) Torr. et A.Gray), nawłóć późna (*Solidago gigantea* Aiton), niecierpek drobnokwiatowy (*Impatiens parviflora* DC.), niecierpek gruczołowaty (*Impatiens glandulifera* Royle), rdestowiec ostrokończysty (*Reynoutria japonica* Houtt.), rdestowiec pośredni (*Reynoutria ×bohemica* Chrték et Chrtkova) i rdestowiec sachaliński (*Reynoutria sachalinensis* (F. Schmidt) Nakai), gatunki zadomowione inwazyjne regionalnie: dereń rozłogowy (*Cornus sericea* L. emend. Murray), rudbekia naga (*Rudbeckia laciniata* L.), tawuła kutnerowata (*Spiraea*

tomentosa L.) i winobluszcz zaroślowy (*Parthenocissus inserta* (A.Kern.) Fritsch) oraz gatunki zadomowione inwazyjne lokalnie: niecierpek pomarańczowy (*Impatiens capensis* Meerb.), chmiel japoński (*Humulus scandens* (Lour.) Merr) i tulejnik amerykański (*Lysichiton americanus* Hultén et H. St.John). Pomimo iż tulejnik amerykański (*Lysichiton americanus*) został wymieniony w tym zestawieniu nie był on jeszcze notowany w kraju.

W porównaniu do pozostałych siedlisk wyszczególnionych w ramach programu Natura 2000 łągi są zbiorowiskami, które zagrożone są występowaniem dużej liczby gatunków inwazyjnych. Przed nimi są jedynie siedliska przyrodnicze 6430 (Ziołorośla górskie i ziołorośla nadrzeczne), na których zagrożenie stanowią 23 gatunki inwazyjnych kenofitów oraz siedliska 6210 (Murawy kserotermiczne) – 18 gatunków. Siedlisko 91E0 obejmuje kilka rodzajów zbiorowisk łągowych, które są dość zróżnicowane. Z tego może wynikać tak duża liczba gatunków o potencjale inwazyjnym. Lasy łąkowe to też tereny żyzne, co stanowi bardzo dobry grunt do pojawienia się gatunków ekspansywnych. Według Tokarskiej-Guzik i in. (2012) dla siedliska 91E0 szczególnym zagrożeniem są: klon jesionolistny (*Acer negundo*), niecierpek drobnokwiatowy (*Impatiens parviflora*) oraz winobluszcz zaroślowy (*Parthenocissus inserta*). Matuszkiewicz i in. (2012) zauważają, że klon jesionolistny (*Acer negundo*) i nawłoc późna (*Solidago gigantea*) są w stanie spowolnić regenerację łągu wierzbowo-topolowego na kilkadziesiąt lat.

Gatunki inwazyjne stwierdzane były przez badaczy we wszystkich dolinach dużych rzek Polski. Najczęściej notowany był klon jesionolistny (*Acer negundo*) – w różnym udziale, lecz jednak był notowany we wszystkich badanych stanowiskach nadrzecznych. Często spotykano również gatunki należące do rodzaju *Solidago* spp. (*Solidago canadensis* L. oraz *Solidago gigantea*). Za bardzo ekspansywny gatunek uznany został niecierpek drobnokwiatowy (*Impatiens parviflora*) (Kończowska, 2010, Stefańska-Krzaczek, 2013; Dyderski i Jagodziński, 2014; Dyderski i Wrońska-Pilarek, 2015a; Zaniewski i in., 2021). Na terenach zurbanizowanych częściej notowano gatunki synantropijne, jak np. przymiotno białe (*Erigeron annuus* (L.) Pers.) czy robinia akacjowa (*Robinia pseudoacacia* L.) (Dyderski i Wrońska-Pilarek, 2015a; Hanczaruk i Kompała-Bąba, 2016). Największą liczbę gatunków inwazyjnych odnotowano przy brzegu Kłodnicy na terenie Gliwic. Badano tam teren znajdujący się tuż przy rzece, łącznie zinwentaryzowano niecałe 1,6 km², a mimo to stwierdzono obecność 20. obcych gatunków inwazyjnych (Hanczaruk i Kompała-Bąba, 2016).

Schnitzler i in. (2007) opisali, że na terenie Europy, w nadrzecznych zbiorowiskach leśnych notowane są 43 gatunki obce. Jako najbardziej rozpowszechnione gatunki (występujące w różnych nadrzecznych zbiorowiskach leśnych) uznane zostały: niecierpek drobnokwiatowy (*Impatiens parviflora*), robinia akacjowa (*Robinia pseudoacacia*), nawłóć późna (*Solidago gigantea*), przymiotno kanadyjskie (*Erigeron canadensis* L.) oraz figowiec właściwy (*Ficus carica* L.). Do najczęściej notowanych gatunków (stwierdzone w ponad 20% analizowanych badań) zaliczone zostały z kolei: klon jesionolistny (*Acer negundo*), amorfę krzewiastą (*Amorpha fruticosa* L.), uczep amerykański (*Bidens frondosa*), przymiotno kanadyjskie (*Erigeron canadensis*), figowiec właściwy (*Ficus carica*), słonecznik bulwiasty (*Helianthus tuberosus* L.), niecierpek drobnokwiatowy (*Impatiens parviflora*), niecierpek gruczołowaty (*Impatiens glandulifera*), winobluszcz pięciolistkowy (*Parthenocissus quinquefolia* (L.) Planch. in A. et C. DC.), robinia akacjowa (*Robinia pseudoacacia*), nawłóć późna (*Solidago gigantea*) oraz barwinek pospolity (*Vinca minor* L.). Jako gatunki ekspansywne, o największym potencjale inwazyjnym wskazali: bożodrzew gruczołowaty (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle), klon jesionolistny (*Acer negundo*), robinie akacjową (*Robinia pseudoacacia*), szkarłatkę amerykańską (*Phytolacca americana* L.), nawłóć późną (*Solidago gigantea*), niecierpka gruczołowatego (*Impatiens glandulifera*), niecierpka drobnokwiatowego (*Impatiens parviflora*), ambrosję bylicolistną (*Ambrosia artemisifolia* L.), amorfę krzewiastą (*Amorpha fruticosa*), słonecznik bulwiasty (*Helianthus tuberosus*), rdestowiec ostrokończysty (*Fallopia (Reynoutria) japonica*) oraz przymiotno kanadyjskie (*Erigeron canadensis*).

Piątkowski i in. (2018) przeprowadzili analizę porównawczą bogactwa florystycznego doliny Pilicy na obszarze, który w latach 80. XX wieku został poddany inwentaryzacji przez Osuchowską (1995). Stwierdzili oni występowanie nieopisanych wcześniej gatunków inwazyjnych: niecierpka drobnokwiatowego (*Impatiens parviflora*), rdestowca ostrokończystego (*Reynoutria japonica*), nawłoci późnej (*Solidago gigantea*), nawłoci kanadyjskiej (*Solidago canadensis*), kolczurki klapowanej (*Echinocystis lobata*) i moczarki kanadyjskiej (*Elodea canadensis* Michx.). Odnotowali również zwiększenie częstości występowania klonu jesionolistnego (*Acer negundo*) w odniesieniu do badań Osuchowskiej (1995).

Dodatkowo postępujące zmiany klimatu wpływają na pojawianie się we florze Polski nowych gatunków obcych, które kiedyś nie byłyby w stanie przetrwać panujących zimą

warunków pogodowych. Bylak i in. (2025) w dolinie Lubartówki (dopływ Wisłoka) opisali występowanie gatunku bambusa nazywanego filostachysem Bisseta (*Phyllostachys bissetii* McClure), a w dolinie Magierki (dopływ Sanu) odnotowali występowanie miskanta olbrzymiego (*Miscanthus × giganteus* J. M. Greef & Deuter ex Hodk. & Renvoize). Obserwacje występowania tych gatunków prowadzili od 2022 roku i do tej pory odnotowali ich występowanie jedynie na pojedynczych stanowiskach.

2.4. Charakterystyka zanieczyszczeń w środowisku miejskim

2.4.1. Miejska wyspa ciepła i stres termiczny roślin

Miejska wyspa ciepła (MWC) jest lokalnym zjawiskiem polegającym na występowaniu podwyższonej temperatury powietrza w centrum miasta w porównaniu do otaczających je terenów podmiejskich. Mechanizm powstawania tego zjawiska wynika głównie ze zwiększonego pochłaniania promieni słonecznych przez miejską architekturę – asfalt, beton, dachy oraz ściany budynków (Pawlak, 2009). Dodatkowymi czynnikami wpływającymi na zwiększoną skalę zjawiska są: geometria miasta (wielokrotne odbijanie się promieni słonecznych w rejonach zabudowanych ulic), mały udział terenów zielonych oraz ciepło produkowane przez urządzenia konsumenckie, przemysł czy ruch samochodowy (Gartland, 2008; Fortuniak, 2008; Pawlak, 2009). Zjawisko charakteryzuje się największą intensywnością w godzinach nocnych oraz wczesnoporannych, gdy powierzchnie nagrzane w ciągu dnia stopniowo uwalniają zgromadzone ciepło (Błażejczyk i in., 2014).

Kuchcik i Błażejczyk (2001) już prawie ćwierć wieku temu potwierdzili badaniami wpływ warunków atmosferycznych na zachorowalność oraz umieralność mieszkańców Warszawy. Zauważyli, że w czasie dni upalnych wzrost umieralności mieszkańców miasta był notowany na poziomie nawet o 31% powyżej średniej rocznej.

Rozbicka i Rozbicki (2021) wykazali, że aglomeracja warszawska charakteryzuje się zróżnicowaniem bioklimatycznym pomiędzy śródmieściem a terenami podmiejskimi. Średnia roczna różnica temperatur pomiędzy centrum miasta, a obrzeżami Warszawy (Okęcie) wynosiła średnio około 2-2,5°C. W sprzyjających warunkach pogodowych (niewielkie zachmurzenie, brak wiatru) maksymalne odnotowywane różnice temperatur pomiędzy centrum Warszawy a Okęciem sięgały nawet 11°C (Błażejczyk i in., 2014). Wyniki tych badań stanowią naukowo potwierdzony wymiar zjawiska miejskiej wyspy ciepła w stolicy. Prognozy dotyczące występowania MWC w 2070 roku w Warszawie

są pesymistyczne – przewidywane jest poszerzenie się obszaru, na którym będzie ona występowała oraz zwiększenie liczby dni, w których notowane będzie to zjawisko (Kuchcik i in., 2024).

Na warunki termiczne i bioklimatycznie w mieście silnie oddziałuje zieleń. Łagodzi ona warunki termiczne miasta, zmniejszając tempo nagrzewania się powietrza w ciągu dnia i jednocześnie spowalniając jego ochładzanie nocą. Występowanie roślinności poprawia również warunki wilgotnościowe, dzięki czemu wyższa temperatura w mieście nie jest tak uciążliwa. Roślinność wpływa na cyrkulację powietrza w mieście, ze względu na różnice w nagrzewaniu się powierzchni sztucznych a tych pokrytych roślinnością (Błażejczyk i in., 2014).

Zjawisko miejskiej wyspy ciepła ma również wpływ na różnorodność biologiczną w mieście. MWC prowadzi do lokalnego wzrostu temperatury, zmniejszenia wilgotności powietrza, zaburzeń bilansu cieplnego gleby i wydłużenia okresu wegetacyjnego (Sołtysiak, 2020). W takich warunkach rośliny doświadczają stresu termicznego i wodnego, co ogranicza ich tempo fotosyntezy oraz zdolność do akumulacji i neutralizacji zanieczyszczeń. Dodatkowo zwiększone parowanie i emisja lotnych związków organicznych z liści mogą negatywnie wpływać na lokalne reakcje fotochemiczne w powietrzu miejskim (Sarang i in., 2021). Niekorzystne warunki środowiskowe przyczyniają się do zmniejszenia występowania gatunków rodzimych na rzecz konkurujących z nimi gatunków obcych, które łatwiej zasiedlają tereny zurbanizowane (Gaertner i in., 2017). Sołtysiak (2020), obserwując występowanie gatunków z rodzaju *Reynoutria* spp. na terenie Wrocławia, wykazał, że większość okazów opisanych w granicach miasta (60%) zajmowało stanowiska na obszarze występowania MWC. Natomiast w Warszawie opisano występowanie inwazyjnego bożodrzewu gruczołowatego (*Ailanthus altissima*) i stwierdzono, że na obszarze występowania MWC gatunek ten osiągał większy sukces rozrodczy w porównaniu do roślin rosnących poza miastem. Rośliny rosnące na terenach miejskich cechowały się również drzewiastym pokrojem, podczas gdy rośliny z obszarów podmiejskich charakteryzował pokrój krzaczasty (Zaraś-Januszkiewicz i in., 2014).

2.4.2. Zanieczyszczenia gleby w środowisku miejskim

Gleby miejskie są narażone na akumulację metali ciężkich i metaloidów, których źródłem są głównie emisje związane z działalnością komunikacyjną, przemysłową oraz budowlaną (Jankowski, 2024). Zanieczyszczenia te negatywnie wpływają na właściwości fizykochemiczne gleb i stanowią zagrożenie dla ekosystemów miejskich. Szczególnie istotnym czynnikiem w sezonie zimowym jest stosowanie soli drogowej, której wysokie stężenie wykrywane jest w pobliżu systemów korzeniowych roślin miejskich. Wysoka koncentracja soli powoduje zaburzenia w procesach pobierania wody przez rośliny, co skutkuje obniżeniem ich zdolności do prawidłowego funkcjonowania oraz wzrostu (Borowski i Latocha, 2006; Equiza i in., 2017; Willmert i in., 2018). Sól drogowa, działając jako czynnik stresogenny, może pogłębiać toksyczne efekty metali ciężkich poprzez zwiększenie ich mobilności w glebie i dostępności dla organizmów roślinnych, co jeszcze bardziej pogarsza kondycję roślin i przyczynia się do degradacji zieleni miejskiej (Norrström i Jacks, 1998; Bäckström i in., 2004). Z tego względu skuteczne zarządzanie jakością gleb miejskich wymaga uwzględnienia zarówno zanieczyszczeń metalami ciężkimi, jak i wpływu używania soli do odładzania dróg, co jest istotne z punktu widzenia ochrony miejskich ekosystemów zielonych oraz zdrowia publicznego.

Obowiązującym w Polsce aktem prawnym regulującym ocenę zanieczyszczenia gleby jest rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi (Dz. U. 2016, poz. 1395) wraz ze zmianami wprowadzonymi przez rozporządzenie Ministra Klimatu i Środowiska z dnia 31 października 2024 r. zmieniające powyższe rozporządzenie (Dz. U. 2024, poz. 1657). Wśród substancji niebezpiecznych dla środowiska wymienionych w tych aktach prawnych szczegółowo określono dopuszczalne zawartości jedenastu metali (Ba, Cr, Sn, Zn, Cd, Co, Cu, Mo, Ni, Pb, Hg) oraz jednego metaloidu (As).

Instytut Uprawy, Nawożenia i Gleboznawstwa (IUNG) opracował zestaw wytycznych służących do oceny stopnia zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi (Kabata-Pendias i in., 1993). W ramach tego opracowania wyróżniono trzy grupy gleb różniące się parametrami fizykochemicznymi, w tym zawartością frakcji spławialnej, ilością substancji organicznych oraz odczynem pH. W Tabeli 1 przedstawiono wartości graniczne dotyczące gleb najlżejszych, zawierających do 20% frakcji spławialnych. Ujęcie to ma na celu zilustrowanie najbardziej restrykcyjnych progów stężeń metali ciężkich, które są krytyczne dla środowisk o dużej przepuszczalności. Jest to szczególnie

istotne dla obszaru Warszawy, gdzie dominują gleby o lekkiej strukturze, głównie piaszczyste, charakteryzujące się ograniczoną zdolnością sorpcyjną i podatnością na przemieszczanie zanieczyszczeń w profilu glebowym.

Tabela 1. Graniczne zawartości metali śladowych w powierzchniowej warstwie glebie (0-20 cm) [mg/kg]

Metal	Stopień zanieczyszczenia gleb					
	0	I	II	III	IV	V
Ołów (Pb)	30	70	100	500	2500	>2500
Cynk (Zn)	50	100	300	700	3000	>3000
Miedź (Cu)	15	30	50	150	300	>300
Nikiel (Ni)	10	30	50	100	400	>400
Kadm (Cd)	0,3	1,0	2	3	5	>5

Legenda: Stopień zanieczyszczenia gleb: 0 – zawartość naturalna, I – zawartość podwyższona, II – słabe zanieczyszczenie, III – średnie zanieczyszczenie, IV – silne zanieczyszczenie, V – bardzo silne zanieczyszczenie

Źródło: Wytyczne IUNG do oceny stopnia zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi (Kabata-Pendias i in., 1993)

Jednocześnie, część gatunków wykazuje zdolność do akumulacji metali ciężkich w swoich tkankach, co umożliwia ich wykorzystanie w procesie fitoekstrakcji – jednej z metod fitoremediacji środowiska glebowego (Salt i in., 1998). Proces ten stanowi skuteczne narzędzie ograniczania toksyczności metali w środowisku miejskim, zwłaszcza tam, gdzie źródłem zanieczyszczenia są emisje komunikacyjne, przemysłowe lub osady pochodzenia antropogenicznego.

W badaniach naukowych potwierdzono, że gryka zwyczajna (*Fagopyrum esculentum* Moench) wykazuje znaczną zdolność do fitostabilizacji ołowiu w glebach skażonych, co czyni ją wartościowym gatunkiem w procesach fitoremediacji (Domańska i in., 2021). Ponadto, gatunki należące do rodzajów *Salix* spp. oraz *Populus* spp. wykazują efektywną zdolność do fitoekstrakcji metali ciężkich, takich jak kadm i cynk, co zostało udokumentowane w licznych badaniach (Hammer i in., 2003; Greger i Landberg, 2015). Z kolei Fornal-Pieniak i in. (2025) wykazali potencjał fitoremediacyjny kostrzewy owczej (*Festuca ovina* L. s.str.) w akumulowaniu kadmu oraz niklu z terenów przydrożnych. Badania Mann i in. (2020) wykazały natomiast, że trzy gatunki z rodzaju *Atriplex* spp. mają zdolność akumulacji jonów sodu (Na⁺) oraz chloru (Cl⁻), co sugeruje

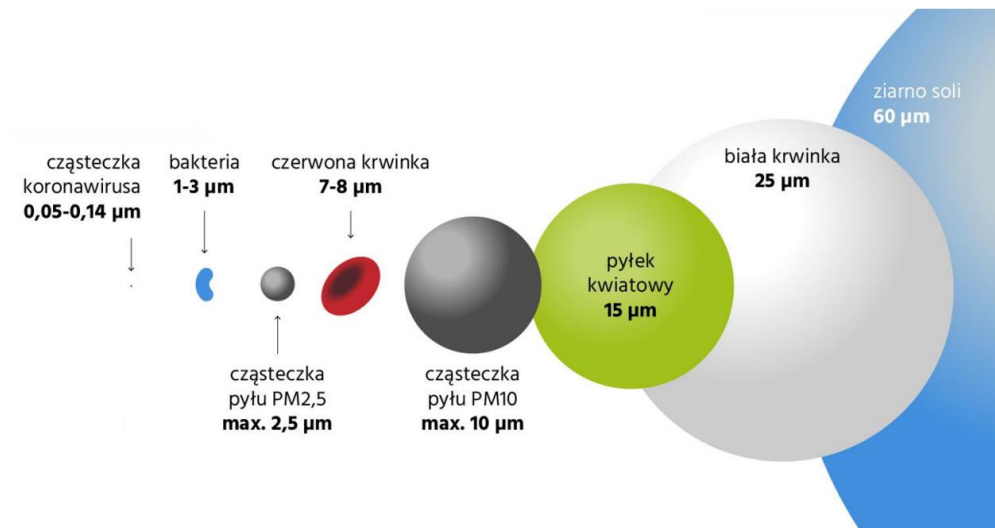
ich potencjalne zastosowanie w ograniczaniu negatywnego wpływu używania soli drogowej. Wykorzystanie tych roślin w fitoremediacji stanowi obiecującą strategię ograniczania zanieczyszczeń oraz przeciwdziałania degradacji środowiska miejskiego, zwłaszcza na terenach silnie narażonych na antropogeniczne źródła zanieczyszczeń.

W warunkach miejskich fitoekstrakcja ma podwójne znaczenie ekologiczne. Przyczynia się bowiem zarówno do ograniczenia mobilności zanieczyszczeń, jak i poprawia właściwości fizykochemiczne gleb poprzez zwiększenie zawartości materii organicznej i aktywności mikrobiologicznej (Zhakypbek i in., 2024). Integracja metod fitoremediacyjnych z zieloną infrastrukturą (np. pasy zieleni, ogrody deszczowe, zadrzewienia uliczne) stanowi realny sposób łagodzenia skutków zanieczyszczeń w środowisku zurbanizowanym i wspiera proces kształtowania odporności miejskich ekosystemów.

2.4.3. Zanieczyszczenia powietrza w mieście

Według raportu EEA (2025) co najmniej 10% przedwczesnych zgonów w krajach europejskich jest spowodowanych narażeniem na zanieczyszczone powietrze, wodę, glebę, hałas lub szkodliwe substancje chemiczne. Zanieczyszczenie powietrza jest przyczyną co najmniej 239 000 przedwczesnych zgonów rocznie. Koszty związane z opieką zdrowotną i innymi szkodami spowodowanymi zanieczyszczeniem powietrza w Unii Europejskiej szacuje się na 600 miliardów euro rocznie.

Powietrze może zawierać zanieczyszczenia gazowe (CO_2 , NO_x , SO_2 , O_3 , CH_4) oraz stałe – w formie pyłów zawieszonych. Ze względu na szkodliwość dla ludzkiego zdrowia wyróżnia się frakcję PM_{10} (wszystkie cząstki mniejsze od $10\ \mu\text{m}$) i $\text{PM}_{2,5}$ (ogół cząstek mniejszych od $2,5\ \mu\text{m}$). Wielkość pyłów zawieszonych o obu średnicach została zestawiona z różnymi cząstkami na Rysunek 1. Za najbardziej niekorzystne dla zdrowia człowieka uważane są $\text{PM}_{2,5}$. WHO (2021) klasyfikuje je jako najbardziej szkodliwy typ zanieczyszczenia powietrza, będący bezpośrednim zagrożeniem życia i zdrowia człowieka. Ich szkodliwość wynika przede wszystkim z ich rozmiaru – mogą one przeniknąć do krwioobiegu i doprowadzać do stanów zapalnych. $\text{PM}_{2,5}$ mogą być złożone z różnego typu zanieczyszczeń, co również wpływa na różny stopień ich szkodliwości (Li i in., 2023).



Rysunek 1. Porównanie wielkości cząstek PM_{2,5} i PM₁₀ do innych obiektów biologicznych

Źródło: Opracowanie własne na podstawie prezentacji „Skutki i koszty zdrowotne zanieczyszczenia powietrza”. Weronika Michalak, HEAL Polska. Forum Czystego Powietrza, Warszawa, 21 marca 2025.

Ciekawą konkluzję ze swoich badań wysnuli Sicard i in. (2025). Oszacowali oni, że zwiększenie w miastach pokrycia koron drzew na poziomie 30% mogłoby potencjalnie zapobiec niemal 12 000 przedwczesnym zgonom rocznie.

W Polsce kwestie związane z ochroną powietrza regulowane są na szczeblu krajowym i europejskim. Regulacje unijne dotyczące jakości powietrza obejmują szereg dyrektyw i rozporządzeń, które ustanawiają dopuszczalne limity stężeń zanieczyszczeń w atmosferze oraz zasady monitorowania i zarządzania ryzykiem. Najważniejszą z nich jest dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady w sprawie jakości powietrza i czystszej powietrza dla Europy (2008/50/WE) ustanawiająca ogólne normy jakości powietrza w UE, w tym limity dla pyłów zawieszonych (PM₁₀ oraz PM_{2,5}), dwutlenku siarki (SO₂), tlenków azotu (NO_x), ozonu (O₃), benzo(a)pirenu oraz formaldehydu. Określa ona zarówno wartości docelowe, jak i poziomy alarmowe i ostrzegawcze. Kolejnym istotnym dokumentem jest dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2016/2284 z dnia 14 grudnia 2016 r. w sprawie w sprawie redukcji krajowych emisji niektórych rodzajów zanieczyszczeń atmosferycznych. Określa ona krajowe plany działań i strategię redukcji emisji dla ochrony jakości powietrza. Zobowiązuje państwa członkowskie do opracowania programów mających na celu poprawę jakości powietrza i zmniejszenie przekroczeń norm. Zakłady przemysłowe dodatkowo obowiązuje dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2010/75/UE z dnia 24 listopada 2010 r.

w sprawie emisji przemysłowych (IED), mająca na celu ograniczenie emisji zanieczyszczeń ze źródeł punktowych.

W polskim systemie prawnym kwestie związane z ochroną środowiska, w tym regulacje dotyczące jakości powietrza, obowiązków organów administracji publicznej, monitoringu oraz zasad zarządzania jakością powietrza, określa ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska (tekst jedn. Dz.U. z 2025 r. poz. 647 ze zm.). Akt ten stanowi podstawowy instrument prawny w zakresie krajowej polityki środowiskowej. Ustawa definiuje cele, zasady i narzędzia służące ograniczaniu emisji zanieczyszczeń do atmosfery oraz ochronie klimatu. Ważnym dokumentem jest również ogłoszone na podstawie powyższej ustawy rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 sierpnia 2012 r. w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu (tekst jedn. Dz.U. z 2021 r. poz. 845). Zawiera ono normy dopuszczalnych stężeń zanieczyszczeń powietrza, takich jak pyły zawieszone (PM₁₀ oraz PM_{2,5}), dwutlenek siarki (SO₂), tlenki azotu (NO_x), benzen, metale ciężkie i inne.

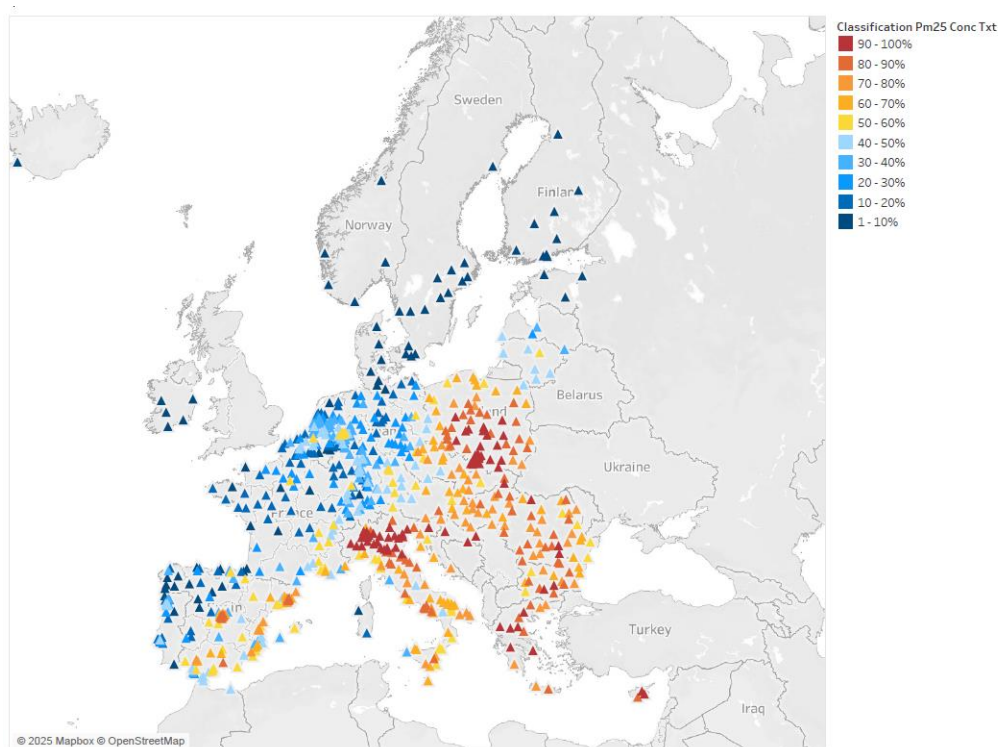
W odniesieniu do dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2016/2284, stworzony został strategiczny dokument implementujący wymogi Unii Europejskiej dotyczące ochrony powietrza, ustalający cele redukcji emisji i działania na poziomie lokalnym, czyli Krajowy Program Ochrony Powietrza (KPOP). Normy jakości powietrza określone w wymienionych krajowych aktach prawnych odpowiadają limitom unijnym. Rekomendacje WHO (2021) odnośnie limitów PM w powietrzu oraz obowiązujące normy UE zostały zestawione w Tabeli 2.

Tabela 2. Limity średnich dobowych/rocznych stężeń poszczególnych czynników zanieczyszczających

Rodzaj pyłu zawieszonego	Typ limitu	Norma UE [µg/m³]	Rekomendacje WHO [µg/m³]
PM ₁₀	średnia dobową	50	45
	średnia roczna	40	15
PM _{2,5}	średnia dobową	—	15
	średnia roczna	20	5

Źródło: Opracowanie własne na podstawie norm ustalonych w dyrektywie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2016/2284 oraz zaleceń WHO (2021)

Na tle innych państw Unii Europejskiej Polska jest w grupie krajów, gdzie średnie roczne stężenie PM należy do jednego z wyższych. Rysunek 2 przedstawia średnie roczne wartości osiągane dla PM_{2,5} wyrażone jako procent obowiązującej normy. Największe stężenia pyłów zawieszonych w Polsce obserwowane są na południu kraju, w szczególności w rejonie konurbacji górnośląskiej.



Rysunek 2. Poziom stężenia PM_{2,5} wyrażony jako % średniego rocznego limitu stężenia (20µg/m³)

Źródło: eea.europa.eu

2.4.3.1. Charakterystyka źródeł emisji

Współczesne miasta coraz częściej zmagają się z emisjami nie pochodzącymi ze spalania paliw kopalnych. Coraz więcej samochodów na polskich drogach to samochody elektryczne (Internet 4). Wciąż jednak emitują one zanieczyszczenia. Należą do nich pyły powstające podczas ścierania okładzin hamulcowych czy opon (Monks, 2019). Zużyciu ulega również sama nawierzchnia dróg, emitując zanieczyszczenia w postaci cząstek asfaltu, betonu, piasku, cementu. Pyły zawieszane tworzą również cząstki wtórnie unoszone (resuspensja). Pyły o pochodzeniu komunikacyjnym są stale unoszone w powietrze w wyniku ruchu pojazdów oraz wiatru. Roy i in. (2024) przedstawiają, że tego typu emisje mogą stanowić nawet 60-73% całkowitej zawartości PM_{2,5} i PM₁₀ w powietrzu miejskim.

2.4.3.2. Skład chemiczny i toksyczność pyłów miejskich

Skład chemiczny pyłów miejskich jest zróżnicowany i obejmuje zarówno frakcje organiczne, jak i nieorganiczne. W skład PM wchodzi m.in.: wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), metale ciężkie – Pb, Cd, Ni, Cr, As, a także sole mineralne, związki siarki, azotu i węgla. Do zanieczyszczeń organicznych zalicza się węgiel organiczny, mikroorganizmy różnego rodzaju – bakterie, pleśnie, pyłki, wirusy (Li i in., 2023).

Toksyczność pyłów miejskich wynika z obecności substancji kancerogennych (np. WWA) oraz metali ciężkich, które po wnikięciu do organizmu człowieka powodują szereg negatywnych efektów zdrowotnych, m.in. choroby układu oddechowego, krążeniowego oraz zwiększenie ryzyka nowotworów. Szczególnie niebezpieczne są frakcje PM_{2,5} i mniejsze, ponieważ mogą docierać do najgłębszych partii płuc i wnikać do krwiobiegu, powodując stan zapalny i stres oksydacyjny (WHO, 2021).

Badania prowadzone w Polsce potwierdzają obecność tych toksycznych składników w pyłach miejskich. W Krakowie i Warszawie odnotowywano istotne stężenia metali ciężkich i WWA zawieszonych w PM₁₀ oraz PM_{2,5}, które stanowią poważne zagrożenie dla zdrowia mieszkańców tych aglomeracji. W związku z tym, monitoring chemiczny pyłów miejskich jest kluczowy dla oceny ryzyka zdrowotnego oraz podejmowania działań zmierzających do poprawy jakości powietrza (Skiba i in., 2024).

W pyłach drogowych cząstki pochodzące z hamulców i opon zawierają metale ciężkie, takie jak Cu, Sb, Zn, Fe, Pb i Cr, a także związki organiczne (WWA) i mikroplastik (Monks, 2019). Ich wysoki potencjał oksydacyjny prowadzi do generowania reaktywnych form tlenu (ROS), które uszkadzają tkanki roślin i ludzi. Pyły te mogą osiadać na powierzchni liści, ograniczając wymianę gazową i fotosyntezę, a w konsekwencji – zdolność roślin do oczyszczania powietrza (Popek i in., 2018).

2.4.3.3. Znaczenie emisji wtórnych i pyłów zawieszonych

Znaczną część pyłów w powietrzu miejskim stanowi tzw. pył wtórny, powstający w wyniku ponownego unoszenia cząstek z powierzchni dróg. Zjawisko to nasilają suche warunki, wiatr i intensywny ruch pojazdów. Pyły resuspendowane stanowią istotne źródło PM₁₀, szczególnie w centrach miast o zwartej zabudowie, gdzie ograniczona cyrkulacja powietrza sprzyja ich akumulacji. Na obszarach zurbanizowanych dominują

zanieczyszczenia wynikające z eksploatacji pojazdów (ścieranie opon, zużycie drogi) (Norman i in., 2006; Bukowiecki i in., 2009). Wzrost udziału cząstek niezwiązanych ze spalinami wynika z postępującego spadku emisji z rur wydechowych dzięki normom EURO i coraz większej popularności samochodów z napędem hybrydowym i silnikami elektrycznymi oraz równoczesnego zwiększania średniej masy pojazdów, co nasiliło zużycie hamulców, opon i nawierzchni. W efekcie obserwowane jest zwiększenie ilości pyłów wzbijanych przez poruszające się po ciągach komunikacyjnych samochody (Monks, 2019; Rienda i Alves, 2021). Pyły wynikające z eksploatacji pojazdów i resuspensji coraz częściej dominują w bilansie PM w miastach. Większe stężenia pyłów zawieszonych obserwowano zwłaszcza w suchych warunkach atmosferycznych, w kanionach ulicznych i strefach intensywnego hamowania (Sheng i in., 2025).

2.4.4. Fitoremediacja

Zieleń w mieście, poza spełnianiem walorów estetycznych, pełni funkcję filtrującą – wspomaga oczyszczanie powietrza z zanieczyszczeń, poprzez akumulowanie lub stabilizowanie szkodliwych substancji. Związane są z tym bezpośrednio procesy, które są w stanie efektywnie ograniczać ilość zanieczyszczeń miejskich. Na przestrzeni ostatnich lat, wraz ze wzrostem świadomości społecznej dotyczącej zagrożeń dla zdrowia i życia człowieka wynikających z obecności zanieczyszczeń antropogenicznych, na znaczeniu zyskuje fitoremediacja. Jest to metoda polegająca na wykorzystaniu roślin i związanych z nimi mikroorganizmów do oczyszczania środowiska z zanieczyszczeń różnego pochodzenia. Rośliny w tej metodzie są używane do stabilizacji, ekstrakcji, degradacji lub ulatniania wybranych zanieczyszczeń z gleby, wód powierzchniowych lub powietrza (Pilon-Smits, 2005; Di Stadio i in., 2025). Wśród różnych metod fitoremediacji duże znaczenie mają fitoakumulacja i fitostabilizacja.

Fitoakumulacja (fitoekstrakcja) odnosi się do zdolności roślin do pobierania zanieczyszczeń przez aparat asymilacyjny lub system korzeniowy (w przypadku zanieczyszczeń glebowych), a następnie akumulowania ich w tkankach. Wspomniane przy omawianiu zanieczyszczeń glebowych prace Hammera i in. (2003) oraz Gregera i Landberga (2015) opisują ten właśnie proces, do którego zdolność mają wierzby (*Salix* spp.) i topole (*Populus* spp.). Liczne badania wskazują na zdolność różnych gatunków roślin zielnych oraz drzew i krzewów do akumulacji pyłów zawieszonych na powierzchni liści (McDonald i in., 2007; Dzierżanowski i in., 2011; Popek i in., 2013, 2017a, 2017b,

2022, 2025a, 2025b, 2025c; Łukowski i in., 2020; Przybysz i in., 2020; Bui i in., 2023). Dla gatunków z rodzaju *Betula* spp., *Populus* spp., *Robinia* spp. oraz *Salix* spp. potwierdzono ich zdolność do fitoekstrakcji metali ciężkich, m.in. Cd, Pb i Zn (Unterbrunner i in., 2007; Monfared i in., 2013; Nadgórska-Socha i in., 2016, 2017).

Fitostabilizacja jest wykorzystywana do zatrzymywania (stabilizacji) szkodliwych substancji w środowisku. Rośliny nie akumulują zanieczyszczeń w swoich tkankach, lecz zapobiegają ich dalszemu rozprzestrzenianiu poprzez ograniczenie ich biodostępności. Takie własności posiadają gatunki o rozbudowanym systemie korzeniowym, jak np. gryka zwyczajna (*Fagopyrum esculentum*) czy miskant olbrzymi (*Miscanthus × giganteus*) (Korzeniowska, 2018; Domańska i in., 2021). Rośliny mogą również ograniczać mobilność zanieczyszczeń powietrza poprzez ich zatrzymywanie na powierzchni różnych struktur morfologicznych. Ze względu na stosunkowo dużą powierzchnię względem innych części rośliny, posiadanie wosków czy unikalnej tekstury (włoski, pofałdowanie powierzchni) najczęściej są to liście. Rośliny na powierzchni blaszek liściowych mogą adsorbować pyły zawieszone, metale ciężkie, związki organiczne, wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne lub tlenki azotu (NO_x) (Beckett i in., 2000).

2.4.4.1. Fitoremediacja pyłów zawieszonych na terenach zurbanizowanych

Gatunki roślin posiadające dużą blaszkę liściową są zdolne do wychwytywania znacznej ilości cząstek PM_{2,5} oraz PM₁₀ w warunkach miejskich. Podobnie jest w przypadku roślin, których liście posiadają szorstką lub pofałdowaną powierzchnię. Takie gatunki są w stanie zakumulować większą ilość pyłów zawieszonych niż gatunki o liściach gładkich (Beckett i in., 2000). Szczególnie istotne jest nasadzanie odpornych na warunki miejskie i sprawdzających się w fitoremediacji gatunków w miejscach o większym natężeniu ruchu drogowego. Odpowiednio dobrane do nasadzeń miejskich rośliny poprawiają jakość powietrza oraz wpływają na mikroklimat terenów zurbanizowanych. Badacze od lat pochylają się nad tym tematem i oceniają zdolność poszczególnych gatunków roślin do akumulacji pyłów zawieszonych (McDonald i in., 2007; Dzierżanowski i in., 2011; Popek i in., 2013, 2017a, 2017b, 2025; Łukowski i in., 2020; Przybysz i in., 2020; Bui i in., 2023).

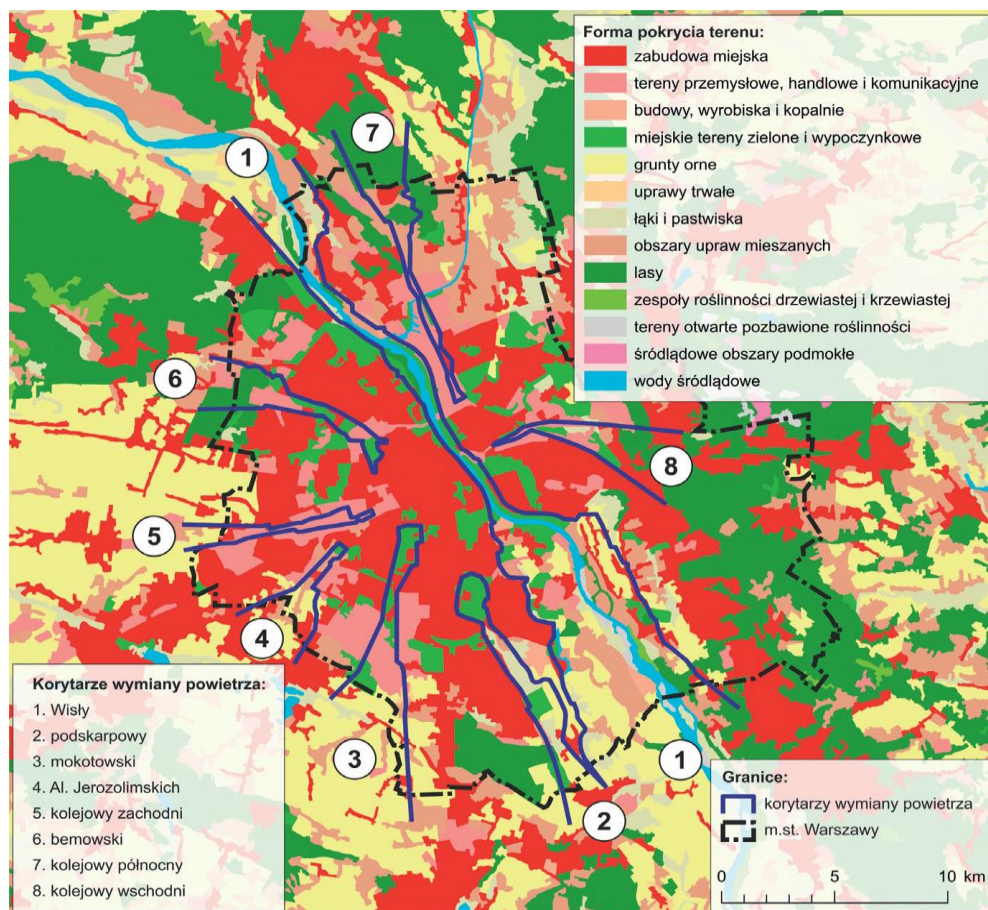
Błażejczyk i in. (2014) opisują, że lasy, ze względu na swoje właściwości poprawiające jakość powietrza, stanowią kluczowy komponent systemu przyrodniczego Warszawy. Tereny zalesione stolicy zajmują powierzchnię 7 258 ha, co odpowiada około 14% całkowitej powierzchni miasta. Wraz z zadrzewieniami i zaroślami udział terenów zielonych w krajobrazie Warszawy przekracza 20%, co plasuje stolicę Polski wśród nielicznych europejskich miast o tak znaczącej lesistości w obrębie obszaru miejskiego.

Popek i in. (2022) potwierdzili znaczenie lasów miejskich Warszawy w poprawie jakości powietrza poprzez wykazanie ich zdolności do efektywnej akumulacji pyłów zawieszonych. Wyniki tych badań akcentują rolę kompleksów leśnych jako naturalnych filtrów powietrza, które przyczyniają się do redukcji zanieczyszczeń i poprawy stanu zdrowia mieszkańców miasta. Wspieranie, ochrona oraz rozwój leśnych obszarów miejskich stanowią tym samym istotny element strategii zrównoważonego rozwoju i zarządzania środowiskiem miejskim.

2.5. Doliny rzeczne jako korytarze przewietrzające obszary miejskie

Doliny rzeczne w obszarach zurbanizowanych pełnią istotną funkcję korytarzy przewietrzających, co jest kluczowym elementem w kształtowaniu mikroklimatu miast. Jako naturalne sieci wodne, rzeki wpływają na poprawę cyrkulacji powietrza, umożliwiając transport chłodnego powietrza z otaczających terenów podmiejskich do centrum zlokalizowanego na obszarach silnie zabudowanych. Takie działanie przeciwdziała intensywnemu nagrzewaniu się przestrzeni miejskich poprzez ograniczanie efektu miejskiej wyspy ciepła (Błażejczyk i in., 2014).

W Warszawie istnieje osiem korytarzy przewietrzających miasto. Przedstawiono ich lokalizację na Rysunek 3. Korytarze powietrzne Warszawy są zlokalizowane zarówno wzdłuż naturalnego ukształtowania terenu (dolina Wisły), jak i wzdłuż struktur antropogenicznych (obszary lotniskowe, arterie komunikacyjne, linie kolejowe). Jednak to Dolina Wisły stanowi główny kanał przewietrzający Warszawy. Przepływają nią masy powietrza przede wszystkim z kierunku północnego i północno-zachodniego oraz południowo-wschodniego (Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego m.st. Warszawy, 2021). Obecność korytarza rzeczno-sprzyja wymianie mas powietrza, co z kolei poprawia jakość powietrza, zmniejsza kumulację zanieczyszczeń oraz wpływa na komfort termiczny mieszkańców (Błażejczyk i in., 2014).



Rysunek 3. System korytarzy przewietrzających Warszawy na tle form pokrycia terenu stolicy

Źródło: Błażejczyk i in. (2014), dane dotyczące form pokrycia terenu aktualne dla 2006 roku

Roślinność nadrzeczna, a także wilgotne siedliska dolin rzecznych, wpływają na zwiększenie lokalnej wilgotności powietrza oraz sprzyjają procesom ewapotranspiracji, co powoduje lokalnie chłodniejsze obszary w mieście (Błażejczyk i in., 2014). Obecność roślinności nadrzecznej, w tym lasów łęgowych, dodatkowo wspiera procesy fitoremediacyjne. Rośliny zapewniają efektywną filtrację powietrza przez wychwytywanie pyłów, gazów i innych zanieczyszczeń o pochodzeniu antropogenicznym. Rzeki pełnią więc nie tylko funkcję klimatyczną, ale także ekologiczną w oczyszczaniu miejskiej atmosfery (Błażejczyk i in., 2014).

3. Cel, zakres pracy i hipotezy badawcze

Głównym celem niniejszej rozprawy jest kompleksowa ocena wpływu antropopresji na bioróżnorodność i stan ekologiczny łągów wierzbowo-topolowych w obszarze miejskim oraz poznanie zdolności nadrzecznych zbiorowisk leśnych do fitoremediacji zanieczyszczeń w warunkach silnej presji urbanizacyjnej.

Wyznaczono następujące cele badawcze:

1. Ocena struktury fitosocjologicznej łągów wierzbowo-topolowych na obszarze zurbanizowanym, poddanych różnej intensywności antropopresji.
2. Określenie wpływu antropopresji oraz lokalizacji względem rzeki i ruchliwej drogi na różnorodność gatunkową nadrzecznych zbiorowisk łągowych.
3. Analiza przestrzennej zmienności parametrów fizykochemicznych gleby (określenie odczynu gleby (pH) i zawartości metali ciężkich) w przekroju od rzeki do drogi, z uwzględnieniem sezonowych różnic.
4. Ocena poziomu akumulacji zanieczyszczeń pyłowych i metali ciężkich na liściach roślin z poszczególnych warstw roślinności, w zależności od położenia stanowisk (przy rzece, w środkowej części lasu, przy drodze) oraz pory roku.

Zakres pracy obejmuje badania terenowe przeprowadzone na terenie nadrzecznym o długości około 3 km, położonym pomiędzy rzeką Wisłą a ulicą Wał Miedzeszyński w rejonie Mostu Siekierkowskiego w Warszawie. Analizy fitosocjologiczne wykonano na podstawie 150 zdjęć fitosocjologicznych rozmieszczonych w 15 transektach rozciągających się od brzegu rzeki ku drodze, zróżnicowanych pod względem intensywności presji antropogenicznej.

Na badanym obszarze wyznaczono również 60 stanowisk badawczych, z których pobrano próby gleby oraz próby materiału roślinnego. Stanowiska były zlokalizowane w różnym położeniu w przekroju od rzeki do drogi (przy rzece, w środku lasu oraz przy drodze), a próby pobierano w sezonach wiosennym i jesiennym. Próby glebowe poddano analizie pH oraz zawartości metali ciężkich. W przypadku prób materiału roślinnego pobierano liście z trzech warstw roślinności (A, B, C). Analizowano ilość zakumulowanych na powierzchni liści pyłów zawieszonych oraz zawartość metali ciężkich. Uzyskane wyniki pozwoliły ocenić zdolność łągów wierzbowo-topolowych do fitoremediacji zanieczyszczeń w środowisku miejskim.

Projekt badawczy zakłada, że stan zachowania łągów wierzbowo-topolowych w dolinach rzecznych dużych miast jest silnie uzależniony od warunków naturalnych (okresowe zalewanie i warunki siedliskowe) oraz antropogenicznych (urbanizacja, presja rekreacyjna). Przyjęto, że siedliska położone bliżej stref zalewowych charakteryzują się większą odpornością ekologiczną i wyższym poziomem bioróżnorodności niż stanowiska odizolowane od bezpośredniego wpływu wód rzecznych. Jednocześnie założono, że mimo degradacji strukturalnej, łągi położone na terenach miejskich mogą zachowywać znaczący potencjał retencji zanieczyszczeń i wspierać procesy fitoremediacji.

Przyjęto następujące hipotezy badawcze:

1. Struktura fitosocjologiczna oraz bioróżnorodność łągów wierzbowo-topolowych są istotnie obniżone na terenach intensywnie użytkowanych przez ludzi w porównaniu do terenów o niższym poziomie oddziaływań antropogenicznych.
2. Zbiorowiska położone na terenach występowania okresowych zalewów lub siedliskach podmokłych zachowują wyższą różnorodność biologiczną, pomimo presji antropogenicznej.
3. Gleby na stanowiskach położonych bliżej drogi cechują się niższym pH i wyższym poziomem metali ciężkich w porównaniu do stanowisk przy rzece i w głębi lasu.
4. Akumulacja pyłów i metali ciężkich na liściach roślin maleje wraz ze wzrostem odległości od drogi, a rośliny rosnące w pobliżu rzeki wykazują niższy poziom zatrzymywania tych zanieczyszczeń.
5. Sezonowe zmiany wpływają na zmienność parametrów fizykochemicznych gleby, zawartość pyłów zawieszonych akumulowanych na liściach oraz poziom metali ciężkich zarówno w glebie, jak i materiale roślinnym.

Cele badawcze pozwalają na wszechstronne zbadanie wpływu lokalnych czynników antropogenicznych i środowiskowych na stan i funkcje leśnych ekosystemów nadrzecznych zlokalizowanych na terenach zurbanizowanych. Weryfikacja hipotez badawczych może stanowić podstawę do rekomendacji działań ochronnych oraz gospodarowania terenami nadrzeczными w warunkach miejskich.

4. Materiały i metodyka

Badania przeprowadzone zostały w latach 2022-2025 w Katedrze Ochrony Środowiska i Dendrologii oraz Katedrze Ochrony Roślin, będących jednostkami organizacyjnymi Instytutu Nauk Ogrodniczych Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie. Dotyczyły one obszaru badawczego zlokalizowanego w Warszawie, w okolicach Mostu Siekierskiego. Prace badawcze przeprowadzono zarówno w terenie, jak i w laboratorium.

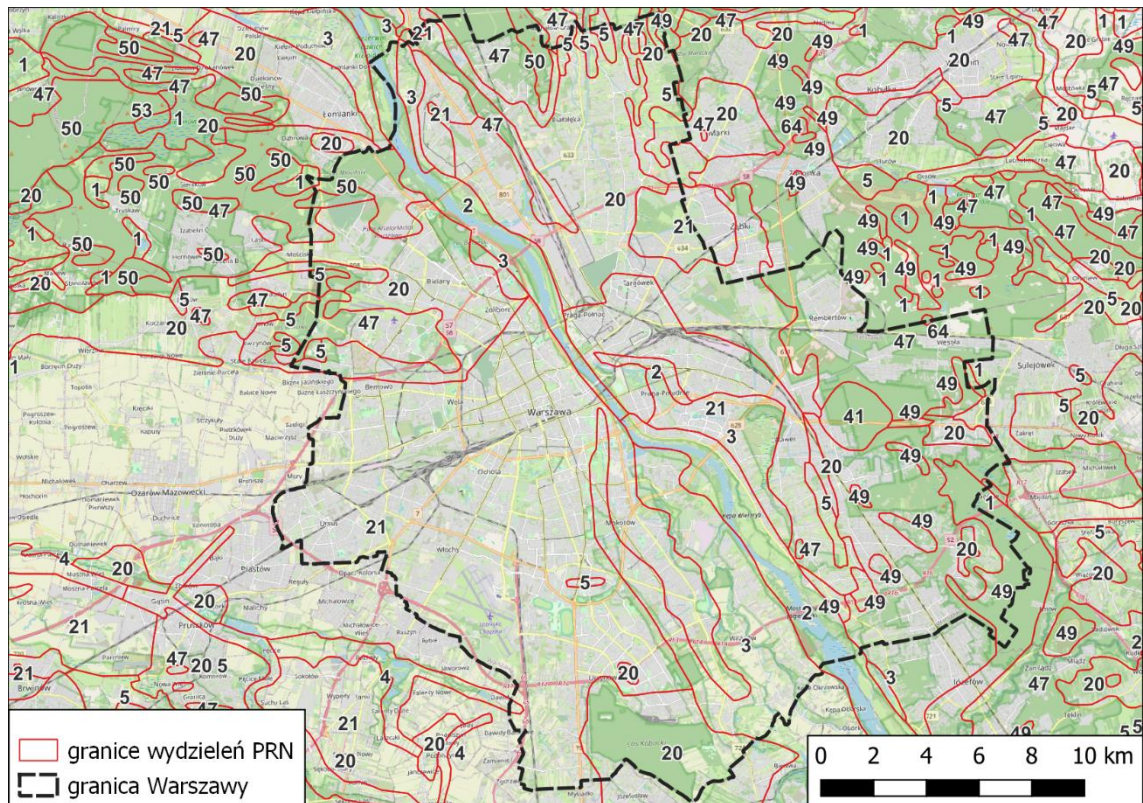
4.1. Charakterystyka badanego obszaru

4.1.1. Warunki środowiskowe w Warszawie

Zgodnie z klasyfikacją Köppena-Geigera Warszawa (jak i cała Polska) położona jest w strefie klimatu wilgotnego kontynentalnego z łagodnym latem i całorocznymi opadami (Kottek i in., 2006; Peel i in., 2007). Średnia roczna suma opadów na terenie Warszawy to ok. 550 mm. Średnia dobową temperatura powietrza w tym mieście wynosi 9,0°C. Najzimniejszym miesiącem jest styczeń (średnia dobową temperatura wynosi -1,5°C), a najcieplejszym – lipiec (średnia dobową temperatura wynosi 19,7°C). Średnie roczne usłonecznienie w Warszawie wynosi ok. 2000 h (Internet 5). W Warszawie zaobserwowano i opisano zjawisko klimatyczne, jakim jest miejska wyspa ciepła (Błażejczyk i in., 2014). Stwierdzono, że różnice temperatury minimalnej w ciągu doby w centrum Warszawy są średnio o ponad 2-2,5°C wyższe niż na położonym na obrzeżu miasta Okęciu (Rozbicka i Rozbicki, 2021). Maksymalne odnotowane różnice w temperaturze centrum miasta i obszaru pozamiejskiego wynosiły 11°C (Błażejczyk i in., 2014).

Warszawa charakteryzuje się dużym udziałem terenów zielonych, które są chętnie użytkowane przez mieszkańców miasta. Tereny zieleni nieurządzonej wyraźnie dominują nad terenami z urządzonymi parkami czy zieleńcami (Sikorska i in., 2019). Zgodnie z danymi prezentowanymi na mapie potencjalnej roślinności naturalnej (PRN) Polski (Matuszkiewicz i Wolski, 2023) na terenie Warszawy istnieje możliwość naturalnego utworzenia się 10 typów zbiorowisk (*Carici elongatae-Alnetum*, *Salici-Populetum*, *Ficario-Ulmetum typicum*, *Fraxino-Alnetum (Cicaeo-Alnetum)*, *Tilio-Carpinetum, cent.Pol., poor*, *Tilio-Carpinetum, cent.Pol., rich*, *Potentillo albae-Quercetum typicum*, *Querco-Pinetum*, *Leucobryo-Pinetum*, *Peucedano-Pinetum, sarm.*). Wzdłuż Wisły

na terenie Warszawy, na niemal na całej jej długości wskazana została grupa zespołów *Salici-Populetum* (Rysunek 4).



Rysunek 4. Mapa potencjalnej roślinności naturalnej Warszawy

Legenda: Poszczególne zespoły PRN występujące w obrębie Warszawy oznaczono numerami: 1 – *Carici elongatae-Alnetum*, 2 – *Salici-Populetum*, 3 – *Ficario-Ulmetum typicum*, 4 – *Fraxino-Alnetum (Cicaeo-Alnetum)*, 5 – *Tilio-Carpinetum, cent.Pol., poor*, 6 – *Tilio-Carpinetum, cent.Pol., rich*, 7 – *Potentillo albae-Quercetum typicum*, 8 – *Quercu-Pinetum*, 9 – *Leucobryo-Pinetum*, 10 – *Peucedano-Pinetum, sarm.*

Źródło: Opracowanie własne z wykorzystaniem podkładu openstreetmap w programie QGIS (QGIS Development Team, 2025) oraz mapy roślinności potencjalnej opracowanej przez Matuszkiewiczą i Wolskiego (2023)

W ostatnich trzech latach (2022-2024) na terenie Warszawy średnie roczne stężenia PM_{10} oraz $PM_{2,5}$ utrzymywały się na poziomach dopuszczalnych zgodnie z normami określonymi w dyrektywie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2016/2284, wynoszącymi $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dla PM_{10} oraz $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dla $PM_{2,5}$ (Internet 6). W przypadku PM_{10} , w ostatnich dziesięciu latach (2015-2024) średnie roczne wartości przekraczające normę notowano jedynie na stanowisku pomiarowym przy al. Niepodległości zlokalizowanym przy ruchliwym ciągu komunikacyjnym. W 2023 roku, kiedy pobierano próby materiału roślinnego do oznaczeń PM, maksymalne odnotowane średnie dobowe stężenia PM to: w przypadku PM_{10} – $71,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na stacji pomiarowej przy ul. Anieli

Krzywoń oraz 56,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dla $\text{PM}_{2,5}$ na stacji pomiarowej przy ul. Tołstoja (opracowanie własne na podstawie Internet 7). W przypadku średnich dla poszczególnych godzin największe odnotowane stężenie PM_{10} 220,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ na stacji pomiarowej przy al. Niepodległości, a największe odnotowane stężenie $\text{PM}_{2,5}$ wyniosło 136,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i zostało stwierdzone na stacji pomiarowej przy ul. Bajkowej (opracowanie własne na podstawie Internet 7).

W glebach Warszawy dominują takie utwory geologiczne jak piaski, żwiry oraz mady rzeczne, rzadziej występują również torfy i namuły. Zgodnie z danymi Państwowego Instytutu Geologicznego – Państwowego Instytutu Badawczego (PIG-PIB), gleby terenów nadwiślańskich w Warszawie to przede wszystkim piaski oraz inne formacje piaszczyste, w tym piaski pyłowate, piaski żwirowate oraz pyły piaszczyste (Internet 8).

4.1.2. Wybrany obszar badawczy

Kryteria wyboru obszaru badawczego

Przy wyborze obszaru badawczego uwzględniono kilka kluczowych kryteriów, aby zapewnić reprezentatywność i adekwatność środowiskową terenu do celów realizowanego projektu:

- lokalizacja w granicach administracyjnych miasta Warszawy,
- położenie w obrębie potencjalnej roślinności naturalnej zespołu *Salici-Populetum*,
- umiejscowienie w pasie o szerokości 200-300 m pomiędzy rzeką Wisłą a ruchliwym ciągiem komunikacyjnym,
- obecność zarówno terenów często uczęszczanych przez ludzi, jak i takich, w których antropopresja była minimalna lub nieobecna.

Charakterystyka wybranego obszaru badawczego

Wybrany obszar badawczy zlokalizowany był wzdłuż rzeki Wisły oraz ulicy Wał Miedzeszyński w Warszawie i obejmuje pas terenu o długości około 3 km. Na badanym obszarze funkcjonują dwie znaczące formy ochrony przyrody. Jednym z nich jest Obszar Natura 2000 Dolina Środkowej Wisły (PLB140004), który został ustanowiony w celu ochrony siedlisk ptaków zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 12 stycznia 2011 r. w sprawie obszarów specjalnej ochrony ptaków. Drugą formą ochrony przyrody jest Warszawski Obszar Chronionego Krajobrazu pełniący funkcję systemu korytarzy ekologicznych i zapewniający ochronę cennym kompleksom przyrodniczym

oraz walorom krajobrazowym regionu. Jego utworzenie powołano zgodnie z rozporządzeniem Wojewody Warszawskiego z dnia 29 sierpnia 1997 r. w sprawie utworzenia obszaru chronionego krajobrazu na terenie województwa warszawskiego.

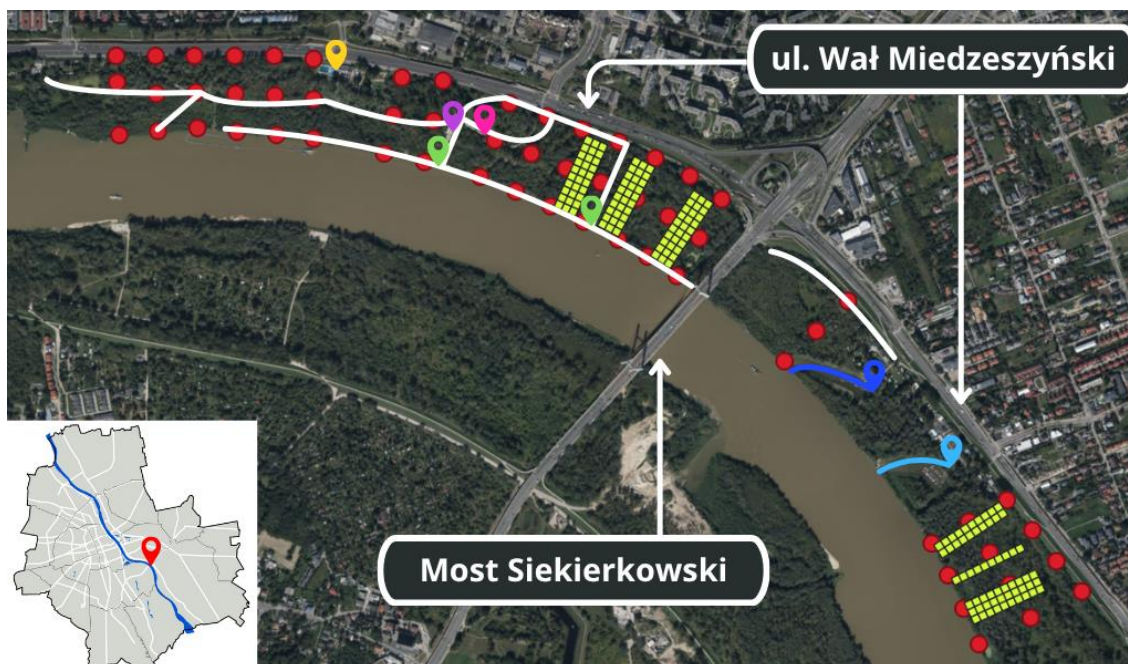
Dwa fragmenty badanego obszaru (położone na północ oraz na południe względem Mostu Siekierkowskiego) różniły się między sobą formami użytkowania przez człowieka oraz infrastrukturą na nich obecną. Opisywane poniżej elementy infrastruktury badanego obszaru oznaczono na mapie (Rysunek 5). Na północ od Mostu Siekierkowskiego teren charakteryzuje się wysokim stopniem użytkowania przez człowieka, gdzie wydzielono strefy rekreacyjne: skatepark, strefę wypoczynkową wyposażoną w ławki, stoły, miejsca do grillowania, hamaki, plac zabaw oraz boisko do siatkówki. Zlokalizowane są tam dwa ujęcia wody oraz wytyczono szlaki spacerowe, co zwiększa dostępność rekreacyjną tego fragmentu Warszawy. W sąsiedztwie ulicy znajduje się też kompleks basenów Kora.

Na południe od Mostu Siekierkowskiego liczba wyznaczonych ścieżek maleje. Teren lasu jest bardziej zwarty w porównaniu do lasu położonego na północ od mostu i zwiększa się udział występowania gatunków zaroślowych, jak np. pokrzywa zwyczajna (*Urtica dioica*). Zmniejsza to atrakcyjność tego terenu w kontekście rekreacyjnym. Natomiast na tym terenie znajduje się przystań rybacka oraz Warszawski Klub Wodniaków PTTK, które posiadają połączenia z rzeką za pośrednictwem sztucznie utworzonych zatok. Zdjęcie poniżej wykonane zostało wiosną 2024 roku na terenach o mniejszej presji antropogenicznej (Fot. 2).



Fot. 2. Aspekt wiosenny łągi wierzbowo-topolowego (*Salici-Populetum*) – zbiorowiska objętego badaniami fitosocjologicznymi i środowiskowymi w ramach niniejszej rozprawy

Źródło: Zdjęcie własne (fot. Indeka E.)



Rysunek 5. Mapa poglądowa położenia obszaru badawczego na terenie miasta Warszawy (lewy dolny róg) oraz mapa rozmieszczenia elementów infrastruktury na badanym terenie (legenda poniżej), wraz z wyznaczonymi stanowiskami badawczymi (czerwone punkty oraz żółte pasy kwadratów)

Legenda: białe linie – szlaki spacerowe; żółta pinezka – kompleks basenów Kora; fioletowa pinezka – skatepark; różowa pinezka – strefa wypoczynkowa; zielone pinezki – ujęcia wody; ciemnoniebieska pinezka oraz linia do niej prowadząca – przystań rybacka; jasnoniebieska pinezka oraz linia do niej prowadząca – Warszawski Klub Wodniaków PTTK.

Źródło: Opracowanie własne z wykorzystaniem ortofotomapy w programie QGIS (QGIS Development Team, 2025)

4.2. Materiał badawczy

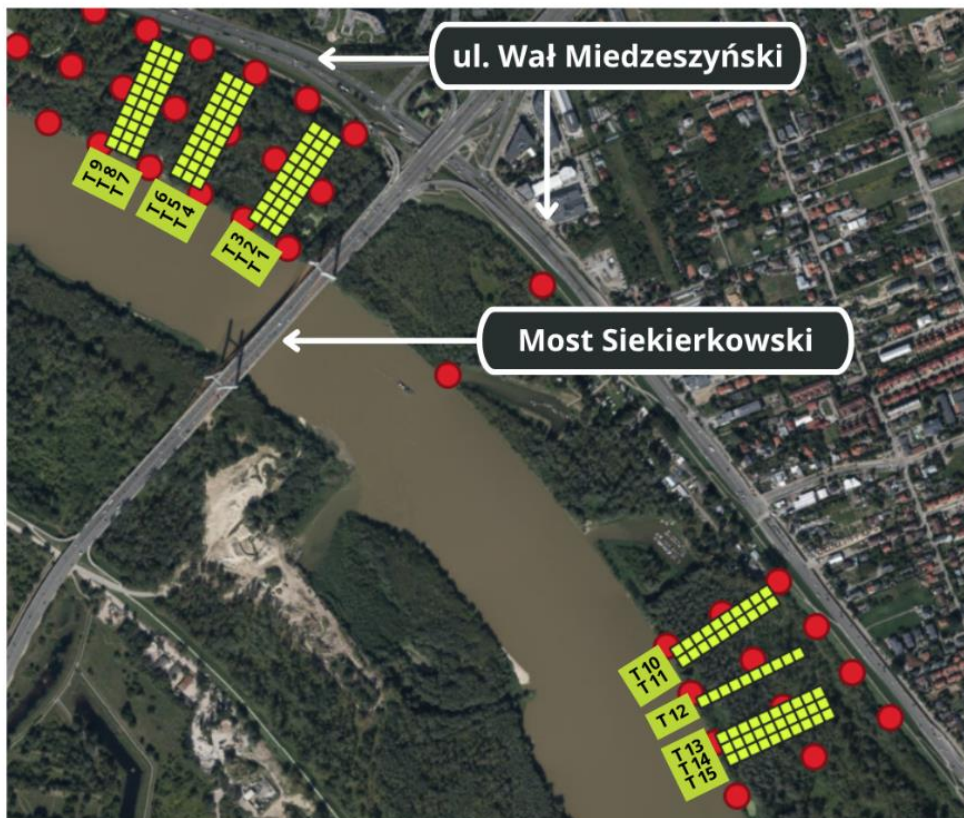
W zależności od rodzaju prowadzonych analiz, materiał badawczy obejmował:

- roślinność badanego obszaru,
- próby gleby,
- próby materiału roślinnego.

Roślinność badanego terenu

Dane dotyczące roślinności badanego obszaru zostały udokumentowane w formie zdjęć fitosocjologicznych wykonywanych zgodnie z metodyką opisaną przez Braun-Blanqueta (1951). Materiał zebrano w 2023 roku; pierwszy etap badań terenowych odbył się na przełomie kwietnia i maja, natomiast drugi etap realizowano od lipca do września. Każde stanowisko badawcze miało formę kwadratu o boku 20 m, co odpowiadało

powierzchni 400 m². Poletka zgrupowano po 10 w ramach jednego transektu o długości 200 m. Rozciągały się one od brzegu rzeki, gdzie rozpoczynał się teren zalesiony, do przeciwległego krańca lasu przy drodze. Pierwsze poletko w transekcji znajdowało się przy rzece i było umiejscowione równoległe do niej. Wyznaczono łącznie 15 transektów badawczych – 9 znajdowało się na północ od Mostu Siekierkowskiego, a 6 po jego południowej stronie. Lokalizacja i rozmieszczenie transektów zostały wyznaczone w programie QGIS 2.14.10 (QGIS Development Team, 2025). Ich układ przedstawiono na Rysunek 6. na ortofotomapie dostępnej we wspomnianym wyżej programie, dodając oznaczenia transektów w formie T_n, gdzie *n* oznacza numer transektu. Na rysunku zaznaczono również Most Siekierkowski oraz ul. Wał Miedzeszyński. Materiał badawczy zawierał 150 zdjęć fitosocjologicznych.



Rysunek 6. Rozmieszczenie transektów badawczych na badanym obszarze

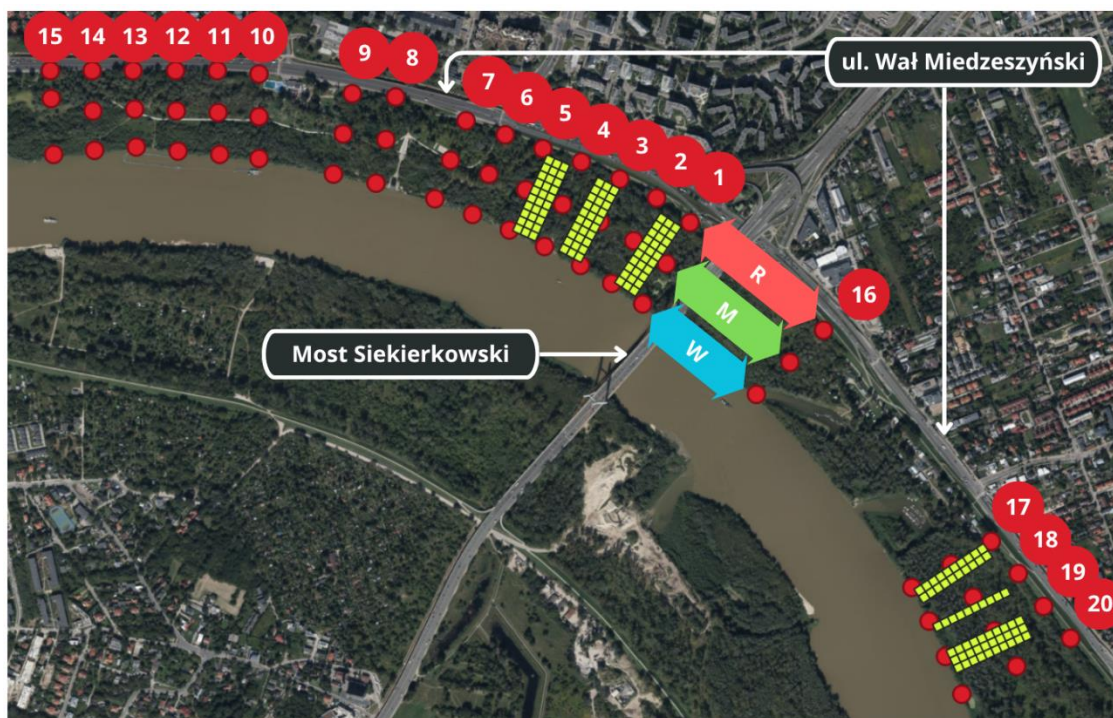
Źródło: Opracowanie własne z wykorzystaniem ortofotomapy w programie QGIS (QGIS Development Team, 2025)

Próby gleby

Próby gleby pobierano na wytypowanych uprzednio stanowiskach. Pobrania wykonywano za pomocą łopaty, z wierzchniej warstwy gleby na głębokości do 5 cm, a objętość każdej próby wynosiła 200 ml. Na każdym stanowisku materiał badawczy do analiz pobierano dwukrotnie w roku, tj. w maju oraz październiku 2023 roku. Podczas obu pobrań z jednego stanowiska pozyskiwano po trzy powtórzenia badawcze, rozmieszczone losowo na powierzchni 1 m². Łącznie wyznaczono 60 stanowisk badawczych ułożonych liniowo w trzech lokalizacjach usytuowanych następująco:

- w odległości 6–10 m od drogi (próby oznaczano literą R),
- w środkowej części lasu (próby oznaczano literą M),
- w odległości 6–10 m od rzeki (próby oznaczano literą W).

Minimalna odległość pomiędzy stanowiskami w obrębie jednego położenia wynosiła 100 m. Próby zgrupowano w 20 pasów badawczych liczących po trzy stanowiska (po jednym z każdej lokalizacji). Wyznaczono 15 pasów obserwacyjnych na północ od Mostu Siekierkowskiego oraz 5 pasów na południe od niego. Rozlokowanie pasów obserwacyjnych zaplanowano w programie QGIS. Stanowiska znajdujące się w środkowej części lasu ustalano wyznaczając geometryczny środek pomiędzy stanowiskiem przy drodze oraz przy rzece dla danego pasu obserwacyjnego. Rozmieszczenie stanowisk badawczych na ortofotomapie dostępnej w QGIS przedstawia Rysunek 7. Na mapie poglądowej zawarto również oznaczenia literowe stosowane do identyfikacji prób znajdujących się w poszczególnych lokalizacjach: przy drodze (R), w środku lasu (M) oraz przy rzece (W). Na rysunku zaznaczono również Most Siekierkowski oraz ul. Wał Miedzeszyński. Łącznie zgromadzono 360 próbek glebowych.



Rysunek 7. Lokalizacja pasów obserwacyjnych (1-20) i znajdujących się w ich obrębie stanowisk badawczych (czerwone punkty na mapie) w różnej odległości od drogi (R, M, W)

Źródło: Opracowanie własne z wykorzystaniem ortofotomapy w programie QGIS (QGIS Development Team, 2025)

Próby materiału roślinnego

Próby materiału roślinnego pobierano równocześnie z próbami gleby, na tych samych stanowiskach badawczych. Pobrań dokonywano w dni suche i ciepłe, minimum trzy dni po ustaniu opadów deszczu. Pojedyncza próba składała się z liści roślin występujących na danym stanowisku o łącznej powierzchni blaszki liściowej 250-350 cm². W trakcie pojedynczego pobrania z jednego stanowiska gromadzono 9 prób, stanowiących trzy powtórzenia biologiczne dla trzech warstw roślinności: warstwy A (drzewa; próby pobierane na wysokości 150-200 cm), warstwy B (krzewy i niskie drzewa; próby pobierane na wysokości 50-150 cm) oraz warstwy C (rośliny zielne; próby pobierane na wysokości do 30 cm). Każde powtórzenie umieszczano w oddzielnych kopertach formatu A4, opisanych alfanumerycznymi oznaczeniami przypisanymi do konkretnych prób. Koperty były następnie transportowane na teren Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego i przechowywane w pomieszczeniach Katedry Ochrony Środowiska i Dendrologii do momentu wykonania analiz. Łącznie zgromadzono 1080 prób materiału roślinnego.

4.3. Metodyka badawcza

Proces badawczy obejmował kilka etapów, począwszy od identyfikacji tematu o znaczeniu naukowym i aplikacyjnym, poprzez określenie problemu badawczego, sformułowanie celu oraz hipotez badawczych, aż po wybór konkretnego obszaru badawczego. W dalszej kolejności zrealizowano badania terenowe, które obejmowały wykonywanie zdjęć fitosocjologicznych, pobieranie prób glebowych oraz materiału roślinnego. Dla danych dotyczących roślinności badanego terenu przeprowadzono analizy florystyczno-fitosocjologiczne. W laboratorium zrealizowano oznaczenia odczynu (pH) i przewodności elektrycznej (ang. *Electric Conductivity*, EC) prób gleby, ilościowe oznaczenia zawartości pierwiastków zarówno w próbach gleby, jak i w pobranym materiale roślinnym. Dokonano również pomiarów ilości pyłu zawieszonego akumulowanego na powierzchni liści. Wszystkie zebrane dane poddano analizie statystycznej.

Badania zakończono analizą uzyskanych wyników, ich interpretacją, wyciągnięciem wniosków praktycznych, a także podsumowaniem i omówieniem wyników w dyskusji. Całość została osadzona w kontekście przeglądu literatury naukowej, zarówno na początku, jak i podczas interpretacji rezultatów badania.

Etapy przygotowania i realizacji badań ilustruje Rysunek 8. W dalszej części pracy, w kolejnych podrozdziałach, zostanie omówiona metodologia zastosowana do przeprowadzenia poszczególnych analiz.

4.3.1. Analiza florystyczno-fitosocjologiczna

Nazwy gatunków roślin naczyniowych oznaczonych na zdjęciach fitosocjologicznych przyjęto za Mirkiem i in. (2020). Sporządzono listę wykrytych taksonów porządkując je według przynależności do rodzin botanicznych. Na podstawie danych ze zdjęć fitosocjologicznych ustalono bogactwo florystyczne na badanym obszarze, a do oceny różnorodności gatunkowej zastosowano wskaźnik różnorodności Shannona-Wienera (Shannon, 1948; Krebs, 1996).

Określony jest on wzorem:

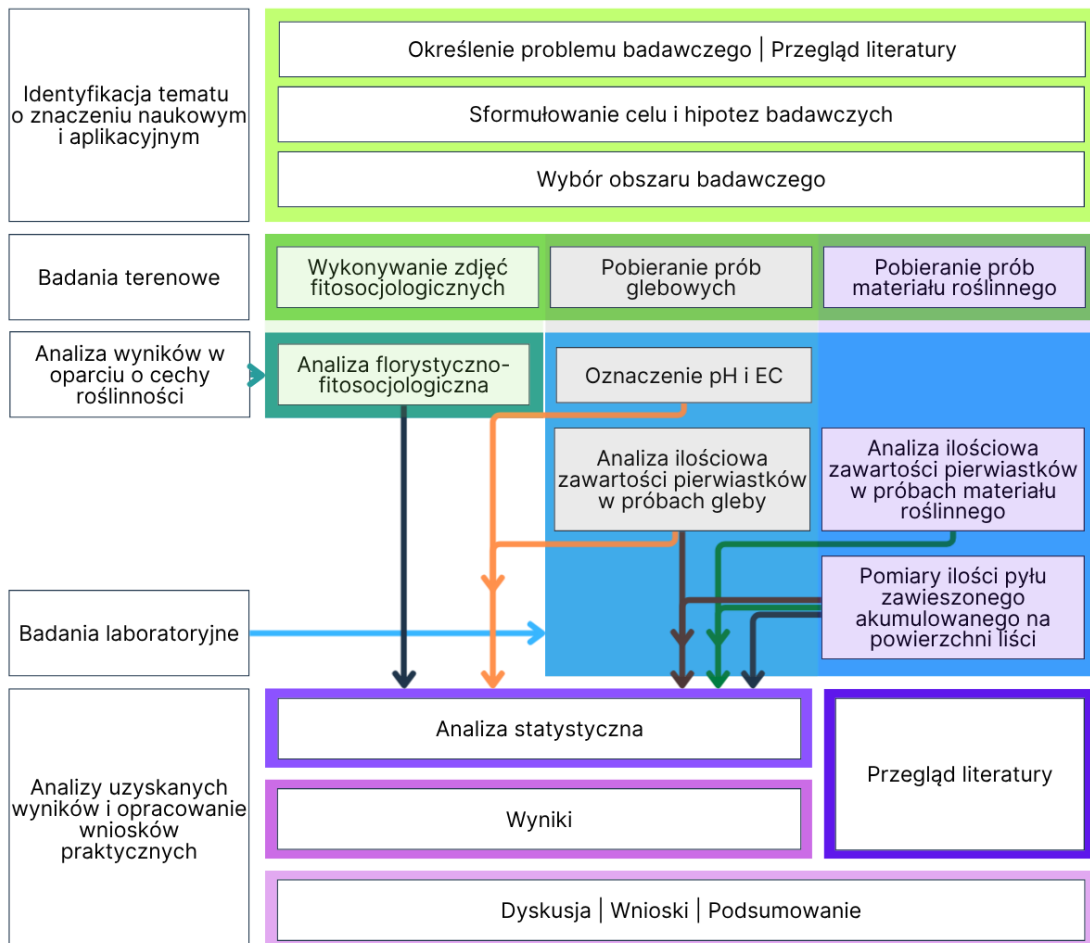
$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln(p_i)$$

gdzie:

H' – wskaźnik różnorodności Shannona-Wienera,

S – bogactwo gatunkowe danej powierzchni badawczej,

p_i – udział i -tego gatunku na danej powierzchni badawczej, będące stosunkiem pokrycia i -tego gatunku na danej powierzchni badawczej (n_i) do pokrycia wszystkich gatunków danej powierzchni badawczej (N) wyrażone jako $\frac{n_i}{N}$.



Rysunek 8. Schemat procedury badawczej

Ustalono rozkład liczby wystąpień gatunków – stwierdzono, ile gatunków roślin występowało z konkretną częstotliwością. W tym celu dane dotyczące występowania gatunków drzew, które były obecne zarówno w warstwie A, jak i w warstwie B przeanalizowano, aby określić na ilu poletkach wykryto dany gatunek – w przypadku występowania na poletku danego gatunku w obu warstwach, liczono go tylko raz. Obliczono również liczbę gatunków roślin występujących w poszczególnych transektach oraz na poszczególnych pozycjach w transekcje.

Przynależność opisanych na badanym terenie gatunków roślin do poszczególnych zbiorowisk roślinnych Polski oraz klas fitosocjologicznych przyjęto za Matuszkiewiczem (2011). Następnie, na podstawie ustalonej przynależności fitosocjologicznej, określano zgodność oznaczonych taksonów z siedliskiem. Za gatunki zgodne z siedliskiem uznawano taksony należące do klasy *Salicetea purpurea* i/lub zbiorowiska *Salicetum albo-fragilis* i/lub zbiorowiska *Populetum albae*.

Wyróżniono następujące typy roślinności: leśna, synantropijna, szuwarowa, łąkowa, ruderalna, zaroślowa i murawowa. Bazując na ustalonej przynależności fitosocjologicznej poszczególnych gatunków do różnych typów zbiorowisk, przyporządkowano je do odpowiednich kategorii typów roślinności.

Dla gatunków roślin oznaczonych na badanym terenie ustalono ich status we florze Polski zgodnie z opracowaniem Mirka i in. (2020). Ze względu na ich pochodzenie wyszczególniono gatunki rodzime oraz obce (antropofity). Wśród gatunków obcych wyszczególniono gatunki opisane jako archeofity oraz kenofity. Bazując na liczebności gatunków rodzimych oraz obcych dokonano oceny stopnia synantropizacji flory obliczając wskaźniki udziału gatunków obcych we florze badanego terenu:

a) wskaźnik antropofityzacji (W_{An}):

$$W_{An} = \frac{\text{liczba antropofitów (archeofity + kenofity)}}{\text{liczba gatunków flory badanego obszaru}} \times 100\%$$

b) wskaźnik kenofityzacji (W_{Kn}):

$$W_{Kn} = \frac{\text{liczba kenofitów}}{\text{liczba gatunków flory badanego obszaru}} \times 100\%$$

W oparciu o opracowanie Tokarskiej-Guzik i in. (2012) dokonano identyfikacji gatunków inwazyjnych wśród taksonów stwierdzonych na badanym obszarze. Następnie przeanalizowano częstotliwość ich występowania, określono kategorię inwazyjności oraz ustalono warstwy roślinności, w których występowały.

Informacje dotyczące statusu ochrony oznaczonych gatunków pozyskiwano na podstawie rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 9 października 2014 r. w sprawie ochrony gatunkowej roślin, dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory (tzw. Dyrektywy Siedliskowej) oraz Polskiej Czerwonej Księgi Roślin (Zarzycki i in. 2014).

Bazując na danych przedstawionych w opracowaniu Zarzyckiego i in. (2002) ustalono formy życiowe wg Raunkiaera występujących na badanym obszarze gatunków roślin. Dla taksonów, które nie zostały ujęte w ramach tej pozycji pozyskano dane z publikacji Chmiela (1993) oraz Nowińskiej i in. (2016). Gatunki oznaczone na badanym terenie zaklasyfikowano do grup roślin określanych jako: hemikryptofity (H), terofity (T), geofity (G), megafanerofity (M), nanofanerofity (N), chamefity (C) oraz hydrofity (Hy). Na podstawie opracowania Dzwonko i Loster (2001) ustalono występowanie na badanym terenie gatunków wskaźnikowych starych lasów.

Wartości ekologicznych liczb wskaźnikowych dla gatunków opisanych na badanym terenie pozyskano z opracowania Zarzyckiego i in. (2002). Pozwoliły one na ustalenie warunków środowiska abiotycznego badanego obszaru. Oceniane wskaźniki: wskaźnik świetlny (L), wskaźnik termiczny (T), wskaźnik kontynentalizmu (K), wskaźnik wilgotności gleby (W), wskaźnik trofizmu (Tr), wskaźnik kwasowości gleby/wody (R), wskaźnik granulometryczny gleby (D), wskaźnik zawartości materii organicznej (H), wskaźnik odporności na zawartość NaCl w glebie lub w wodzie (S) oraz wskaźnik odporności na zwiększoną zawartość metali ciężkich w glebie (M).

4.3.2. Analiza ilościowa zawartości pierwiastków

Każdą z zebranych prób gleby oraz materiału roślinnego poddawano badaniu spektrometrem XRF Vanta™ Element S (Olympus, Waltham, MA, USA). W przypadku prób glebowych zwracano uwagę, aby pobierana próba nie posiadała zanieczyszczeń organicznych (korzeni, ewentualnych fragmentów liści). Materiał roślinny wymagał wcześniejszego rozdrobnienia przed przeprowadzeniem analiz. W tym celu mielono go do formy sproszkowanej za pomocą elektrycznego młynka (EKC001, Esperanza, Ożarów

Mazowiecki, Polska). Próby gleby oraz materiału roślinnego umieszczano pojedynczo w dedykowanych do analiz pojemnikach zabezpieczonych od spodu folią pozbawioną zanieczyszczeń chemicznych. Napełniano je do 3/4 ich wysokości, co odpowiadało objętości 7,5 cm³. Następnie ustawiano je w polu promieniowania rentgenowskiego emitowanego przez lampę rentgenowską. Każda próba była badana pod kątem obecności 39 pierwiastków: P, S, Cl, K, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Se, Rb, Sr, Y, Zr, Nb, Mo, Ag, Cd, Sn, Sb, Ba, La, Ce, Pr, Nd, Ta, W, Pt, Hg, Pb, Bi, Th, U. Wyniki pomiarów otrzymywano w mg/kg. Do kontroli poprawności wykonywanych bieżących analiz oraz zapisu danych wykorzystywano dedykowane do urządzenia pomiarowego oprogramowanie.

Zgromadzone wyniki pomiarów zostały wyeksportowane do pliku w formacie .csv. Następnie zostały przygotowane do dalszych analiz przy użyciu programu Microsoft Excel (Microsoft Corporation, Redmond, WA, USA) poprzez dodanie unikalnych oznaczeń alfanumerycznych umożliwiających identyfikację prób oraz usunięcie wyników pomiarów dotyczących pierwiastków, których odczyty nie będą poddawane dalszej ocenie. Na tym etapie stwierdzono również, które pierwiastki zostały wykryte w próbach glebowych oraz materiale roślinnym. W wyniku wstępnej oceny uzyskanych wyników pomiarów do analiz statystycznych wybrano dane dotyczące zawartości Sr, Zn, Cu, Ni, Pb, Fe, Mn, S oraz Cl w glebie. W przypadku prób materiału roślinnego do dalszych analiz wybrano wartości otrzymane dla Cd, Cr, Zn, Cu, Fe oraz Mn. Dane zapisano w formacie .xlsx i wykorzystano do dalszych analiz statystycznych zgodnych z przyjętą metodyką badawczą opisaną w podrozdziale 4.3.5. Analizy statystyczne.

4.3.3. Oznaczenie pH i EC

Dla pobranych prób glebowych przeprowadzono oznaczenie wartości pH i EC metodą potencjometryczną. Z każdej próby do zlewki o pojemności 250 ml odważano 50 g gleby i dolewano do niej 100 ml wody destylowanej. Następnie całość energicznie wytrząsano przez 60 sekund. Wierzch słoika okrywano folią aluminiową i pozostawiano na 24 godziny na blacie roboczym w laboratorium, w celu sedymentacji osadu. Po tym czasie powstałą zawiesinę zlewano znad osadu przez sitko do zlewki. Za pomocą urządzenia Mettler Toledo FiveEasy Plus FP20 (Mettler-Toledo International Inc., Greifensee, Szwajcaria) z elektrodą Mettler Toledo InLab® Expert Pro (Mettler-Toledo International Inc., Greifensee, Szwajcaria) dokonywano pomiaru pH uzyskanego roztworu. Następnie przy użyciu wielofunkcyjnego urządzenia pomiarowego CX-511

(Elmetron, Zabrze, Polska) oraz czujnika konduktometrycznego ECF-1 (Elmetron, Zabrze, Polska) mierzono EC roztworu.

Dla każdej próby analitycznej wykonano trzykrotny pomiar, w celu zapewnienia powtarzalności i wiarygodności wyników. W przypadku uzyskania wyników odbiegających od wartości oczekiwanych przeprowadzano powtórny analizę wszystkich prób pochodzących z danego stanowiska. Celem tej procedury było wyeliminowanie błędów pomiarowych mogących wynikać z przypadkowego zanieczyszczenia prób lub niejednorodności materiału badawczego. Wyniki oznaczeń dla poszczególnych prób zanotowano w skoroszycie programu Microsoft Excel, a następnie zapisywano w formacie .xlsx i poddawano dalszej analizie statystycznej.

4.3.4. Pomiary ilości pyłu zawieszonego akumulowanego na powierzchni liści

Do badań wytypowano próby zebrane z pięciu pasów obserwacyjnych powyżej Mostu Siekierkowskiego (pasy o numerach 1, 2, 3, 4 i 5) oraz na południe od niego (pasy o numerach 16, 17, 18, 19 i 20). Analizowano próby zebrane z każdej lokalizacji (R, M, W) w obrębie jednego pasa oraz z każdej warstwy roślinności (A, B, C) na stanowisku. Badano próby zebrane zarówno wiosną, jak i jesienią 2023 roku. Analizę przeprowadzono łącznie dla 540 prób materiału roślinnego.

Masę pyłu zawieszonego zakumulowanego na powierzchni blaszki liściowej (ang. *surface particulate matter*, sPM) oraz w warstwie wosków na powierzchni liścia (ang. *in-wax particulate matter*, wPM) oznaczano zgodnie z metodyką opracowaną przez Dzierżanowskiego i in. (2011). W ramach prowadzonych badań analizowano dwie frakcje pyłów zawieszonych różniące się wielkością cząstek: PM₁₀₋₁₀₀ (cząstki o średnicy od 10 do 100 µm) oraz PM_{2,5-10} (cząstki o średnicy od 2,5 do 10 µm).

Przygotowanie filtrów do analiz

Dla każdej próby przygotowywano cztery filtry: dwa zestawy, z których każdy składał się z filtra papierowego o średnicy porów 10 µm (Typ 91, Whatman, Maidstone, UK) do oznaczania pyłów frakcji PM₁₀₋₁₀₀ oraz filtra o średnicy porów 2,5 µm (Typ 42, Whatman, Maidstone, UK) do oznaczania pyłów frakcji PM_{2,5-10}. Jeden z zestawów wykorzystywano do filtracji sPM, a drugi do wPM. W trakcie jednej serii analiz dokonywano oznaczeń dla dziewięciu prób pochodzących z jednego stanowiska, obejmujących po trzy próby z każdej z trzech warstw roślinności. Do każdej serii analiz

przygotowywano także zestaw czterech filtrów kontrolnych – po jednym dla każdego typu oznaczeń. Każdy filtr był odpowiednio opisywany oznaczeniem próby oraz informacją o rodzaju badanego pyłu (sPM lub wPM). Przygotowane filtry umieszczano na arkuszu bibuły i następnie suszono przez 45 minut w cieplarni laboratoryjnej (MOV-112F, SANYO, Osaka, Japonia) w temperaturze 60°C. Po tym czasie filtry wyjmowano i pozostawiano na kolejne 45 minut na blacie roboczym w pomieszczeniu wagowym o stabilnej temperaturze i wilgotności, w celu osiągnięcia równowagi z warunkami otoczenia. Kolejnym etapem było ważenie filtrów za pomocą wagi laboratoryjnej o dokładności 0,01 mg (Balance XS105DU, Mettler-Toledo International Inc., Greifensee, Szwajcaria). W celu zniwelowania zgromadzonych na filtrach ładunków elektrostatycznych, przy przenoszeniu ich na wagę za pomocą pęsety, przeprowadzano je przez bramkę elektrostatyczną będącą częścią uniwersalnego zestawu antystatycznego (Antistatic kit universal, Mettler-Toledo International Inc., Greifensee, Szwajcaria).

Splukiwanie sPM

Próby materiału roślinnego umieszczano w krystalizatorze i zalewano 150 cm³ wody destylowanej. Następnie przez 60 sekund mieszano próby, prowadząc do splukiwania pyłów z powierzchni liści. Po tym czasie wodę z krystalizatora przelewano do zlewki przez sito o średnicy oczek 100 µm. Uzyskaną zawiesinę filtrowano przy użyciu zestawu filtracyjnego z pompą próżniową (EMD Millipore Corporation, Burlington, MA, USA). Najpierw za pomocą pęsety w zestawie umieszczano filtr o średnicy porów 10 µm i przeprowadzano filtrację. Po jej wykonaniu wodę z kolby przelewano do zlewki, a następnie ponownie filtrowano przez umieszczony w zestawie filtracyjnym filtr o średnicy porów 2,5 µm. Filtry, wraz z zebranymi pyłami, umieszczano na 45 minut w cieplarni laboratoryjnej w temperaturze 60°C. Po tym czasie filtry wyjmowano i doprowadzano do równowagi z warunkami otoczenia, pozostawiając je na 45 minut na blacie roboczym w pomieszczeniu wagowym o stabilnej temperaturze i wilgotności. Następnie filtry ważono stosując taką samą procedurę, jak w przypadku ich ważenia przed filtracją. Masę splukanych pyłów obu frakcji obliczano poprzez ustalenie różnicy pomiędzy masą filtrów przed i po filtracji, uwzględniając również zmiany w masie prób kontrolnych.

Splukiwanie wPM

Opłukiwane wcześniej wodą próby liściowe umieszczano w krystalizatorze ustawionym pod dygestorium i zalewano 100 cm³ chloroformu. Następnie przez 60 sekund mieszano próby, prowadząc do rozpuszczenia i zmycia warstwy wosków z blaszek liściowych wraz z zebrany w nich pyłem zawieszonym. Chloroform z krystalizatora przelewano do zlewki przez sito o średnicy oczek 100 µm. Dalszy proces filtracji, suszenia filtrów oraz ich ważenia przebiegał tak samo, jak w przypadku filtrów po filtracji wody z sPM.

Ustalenie powierzchni blaszki liściowej

Materiał roślinny po opłukaniu wodą i chloroformem rozkładano na bibule i pozostawiano do wyschnięcia. Kolejnym etapem było ustalenie powierzchni blaszki liściowej, z której zmywano pyły. Liście wchodzące w skład jednej próby układano na podświetlanym od spodu stoliku z białego tworzywa sztucznego, pod kamerą zamocowaną na statywie, a następnie dociskano płaską płytką z przezroczystego tworzywa, co zapewniało równomierne rozłożenie liści i pełną ekspozycję ich powierzchni. Następnie za pomocą programu SkyeLeaf 1.2.4. (Skye Instruments Ltd, Llandrindod Wells, UK) otrzymywano informację o ich powierzchni wyrażoną w cm². Dla każdej z analizowanych prób dane dotyczące masy pyłów obu frakcji splukanych z powierzchni liści zestawiono z informacją o powierzchni, z której materiał został zmyty. Na tej podstawie obliczono ilość pyłów zawieszonych wyrażoną w µg/cm². Wyniki zapisano do pliku w formacie .xls i poddano analizie statystycznej.

4.3.5. Analizy statystyczne

Analizę wariancji (ang. *Analysis of Variance*, ANOVA) oraz analizę głównych składowych (ang. *Principal Component Analysis*, PCA) przeprowadzono w środowisku RStudio w wersji 2025.09.1+401 (RStudio Team, 2024) z wykorzystaniem języka programowania R (R Development Core Team, 2024) oraz programu Statistica 13.1 (StatsSoft, Kraków, Polska). Ponadto, w celu przygotowania zestawień pomocniczych oraz zapisu wyników uzyskanych w środowiskach RStudio i Statistica, użyto programu Microsoft Excel.

W zależności od rodzaju analiz zastosowano odpowiednie metody statystyczne służące ocenie istotności różnic pomiędzy średnimi wartościami, badaniu współzależności pomiędzy zmiennymi oraz wizualizacji struktury danych. W dalszej części opracowania

przedstawiono szczegółowy opis metod wykorzystanych w poszczególnych etapach badań.

Analiza florystyczno-fitosocjologiczna

Ze względu na wartości nieliczbowe w skali Braun-Blanqueta (+, r) do celów analizy statystycznej uzyskane wyniki ilościowości flory badanego terenu przekształcono zgodnie ze skalą opisaną przez van der Maarela (1979). Poniżej przedstawiono sposób przekształcenia (Tabela 3).

Tabela 3. Wartości przyjęte w skali Braun-Blanqueta oraz skali van der Maarela

Skala Braun-Blanqueta (1951)	Skala van der Maarela (1979)
5	9
4	8
3	7
2	5
1	3
+	2
r	1

Analizę wariancji przeprowadzono w celu oceny zróżnicowania średniej liczby gatunków w obrębie różnych kategorii strukturalnych i ekologicznych zbiorowisk roślinnych. Testowano istotność statystyczną różnic między średnimi wartościami w obrębie transektów (na kolejnych stanowiskach w ich przebiegu) oraz pomiędzy poszczególnymi transektami. Analizie poddano średnią liczbę gatunków roślin każdej z warstw roślinności oddzielnie. Dla całkowitej roślinności badanego obszaru, obejmującej wszystkie warstwy pionowe łącznie, analizowano:

- średnią liczbę gatunków niezgodnych z siedliskiem,
- średnią liczbę gatunków w odniesieniu do typów roślinności,
- średnią liczbę gatunków w odniesieniu do form życiowych wg Raunkiaera,
- średnią liczbę gatunków inwazyjnych.

Dodatkowo przeprowadzono analizę wariancji dla średniej liczby gatunków obcych, uwzględniając jedynie gatunki roślin zielnych, które ze względu na szybszą reakcję na zmiany środowiskowe stanowią czuły wskaźnik dynamiki zbiorowiska.

W celu identyfikacji głównych gradientów środowiskowych różnicujących badane stanowisko zastosowano analizę głównych składowych (PCA) na podstawie wartości ekologicznych liczb wskaźnikowych. Zastosowanie PCA pozwoliło na wyodrębnienie najważniejszych, wzajemnie niezależnych gradientów ekologicznych, co pomaga w lepszej interpretacji procesów różnicujących badane zbiorowiska roślinne (Bakker, 2024). W celu oceny istotności statystycznej zróżnicowania wartości pierwszej składowej głównej w zależności od pozycji w transekcie oraz pomiędzy poszczególnymi transektami wykonana została ANOVA.

W ramach niniejszych badań, wykorzystując język programowania R oraz pakiet shiny, opracowano aplikacje webowe umożliwiające interaktywne przeglądanie danych dotyczących cech roślin zawartych w tabelach oraz wizualizację rozmieszczenia gatunków na badanym obszarze za pomocą poglądowej mapy. Takie narzędzia pozwalają na dynamiczną eksplorację i analizę danych, co znacząco ułatwia interpretację i prezentację wyników badań ekologicznych w formie dostępnej online.

Analiza ilościowa zawartości pierwiastków

Dla danych dotyczących zawartości wybranych do analiz pierwiastków wykrytych w próbach gleby przeprowadzono trójczynnиковą analizę wariancji. Badano, czy średnia zawartość pierwiastków w próbach zależy istotnie statystycznie od:

- położenia stanowisk względem rzeki (R, M, W),
- położenia stanowisk w wyznaczonych pasach obserwacyjnych (numery 1–20),
- pory roku, w której pobrano próby (W, J).

Dodatkowo oceniono interakcje pomiędzy każdą parą czynników oraz pomiędzy wszystkimi trzema czynnikami.

W przypadku prób materiału roślinnego analizowano dodatkowo wpływ warstwy roślinności, w której pobierano materiał do analiz.

W celu identyfikacji głównych gradientów środowiskowych kształtujących rozmieszczenie pierwiastków na badanym terenie zastosowano analizę głównych składowych na podstawie ich zawartości – osobno w glebie oraz w materiale roślinnym. Następnie dla wartości pierwszego czynnika PCA wykonano analizę wariancji w celu oceny istotności statystycznej zróżnicowania pod względem lokalizacji oraz pory pobrania prób.

Oznaczenie pH i EC

Analizę wariancji przeprowadzono w celu oceny istotności statystycznej różnic średnich wartości pH oraz EC między grupami wyróżnionymi według następujących czynników:

- położenia stanowisk względem rzeki (R, M, W),
- położenia stanowisk w wyznaczonych pasach obserwacyjnych (numery 1–20),
- pory roku, w której pobrano próby (W, J).

Pomiary ilości pyłu zawieszonego zakumulowanego na powierzchni liści

Przeprowadzono analizę wariancji (ANOVA), aby sprawdzić, czy istnieją istotne statystycznie różnice w średnich wartościach PM_{10-100} , $PM_{2,5-10}$, sPM , wPM oraz całkowitej masy pyłów w zależności od:

- położenia stanowisk względem rzeki (R, M, W),
- położenia stanowisk w wyznaczonych pasach obserwacyjnych (numery 1, 2, 3, 4, 5, 16, 17, 18, 19, 20),
- warstwy roślinności, z której pobierano materiał do analiz (A, B, C),
- pory roku, w której pobierano próby (W, J).

5. Wyniki

5.1. Analiza florystyczno-fitosocjologiczna

Dane dotyczące stwierdzonych na badanym obszarze gatunków roślin obejmujące ich pochodzenie, typ roślinności, formę życiową wg Raunkiaera, zgodność z siedliskiem oraz częstość występowania zostały udostępnione w formie tabelarycznej, dostępnej pod adresem internetowym https://elissaa007.shinyapps.io/Tabela_gatunkow/. Ponadto, w celu wsparcia analizy i wizualizacji rozmieszczenia poszczególnych gatunków roślin na podstawie zdjęć fitosocjologicznych, przygotowano interaktywną mapę poglądową, która jest dostępna online pod adresem https://elissaa007.shinyapps.io/Mapa_gatunkow/. Takie rozwiązanie umożliwia łatwiejszą ocenę przestrzennego rozkładu gatunków oraz ich relacji w badanym obszarze.

5.1.1. Skład gatunkowy

Na obszarze badawczym stwierdzono występowanie 149 gatunków roślin naczyniowych reprezentujących 118 rodzajów z 50 rodzin botanicznych.

Lista taksonów roślin naczyniowych oznaczonych na badanym terenie:

Alismataceae: *Alisma plantago-aquatica* L.; **Amaryllidaceae:** *Allium oleraceum* L., *Allium ursinum* L.; **Apiaceae:** *Aegopodium podagraria* L., *Angelica sylvestris* L., *Anthriscus sylvestris* (L.) Hoffm., *Berula erecta* (Huds.) Coville, *Chaerophyllum temulum* L., *Oenanthe aquatica* (L.) Poiret; **Araliaceae:** *Hedera helix* L.; **Asteraceae:** *Arctium lappa* L., *Artemisia vulgaris* L., *Bidens frondosa* L., *Bidens tripartita* L., *Carduus crispus* L., *Cirsium arvense* (L.) Scop., *Cirsium oleraceum* (L.) Scop., *Conyza canadensis* (L.) Cronq., *Crepis paludosa* (L.) Moench, *Erigeron annuus* (L.) Pers., *Galinsoga parviflora* Cav., *Lactuca serriola* L., *Mycelis muralis* (L.) Dumort, *Solidago gigantea* Aiton, *Taraxacum officinale* coll., *Xanthium strumarium* L.; **Balsaminaceae:** *Impatiens parviflora* DC.; **Betulaceae:** *Corylus avellana* L.; **Boraginaceae:** *Myosotis palustris* (L.) L. em Rchb., *Symphytum officinale* L.; **Brassicaceae:** *Alliaria petiolata* (M. Bieb.) Cavara & Grande, *A Armoracia rusticana* P. Gaerth, B. Mey & Scherb., *Barbarea vulgaris* R. Br., *Berteroa incana* (L.) DC., *Cardamine dentata* Schult., *Erysimum cheiranthoides* L., *Rorippa amphibia* (L.) Besser, *Sisymbrium loeselii* L.; **Cannabaceae:** *Humulus lupulus* L.; **Caprifoliaceae:** *Valeriana officinalis* L., *Valerianella locusta* Laterr. em. Betcke; **Caryophyllaceae:** *Myosoton aquaticum* (L.)

Moench, *Silene baccifera* (L.) Roth, *Stellaria media* (L.) Vill., *Stellaria nemorum* L.; **Celastraceae**: *Euonymus europaeus* L.; **Chenopodiaceae**: *Atriplex prostrata* Boucher ex DC.; **Convolvulaceae**: *Calystegia sepium* (L.) R. Br., *Convolvulus arvensis* L., *Cuscuta europaea* L., *Cuscuta lupuliformis* Krocke; **Cornaceae**: *Cornus sanguinea* L.; **Cucurbitaceae**: *Echinocystis lobata* (Mich.) Torr et A. Gray; **Cyperaceae**: *Carex gracilis* Curt., *Carex acutiformis* Ehrh., *Carex riparia* Curtis; **Dryopteridaceae**: *Dryopteris filix-mas* (L.) Schott; **Euphorbiaceae**: *Euphorbia esula* L.; **Fabaceae**: *Lathyrus pratensis* L., *Robinia pseudoacacia* L., *Vicia tetrasperma* (L.) Schreb., *Vicia hirsuta* (L.) S.F. Gray; **Fagaceae**: *Fagus sylvatica* L., *Quercus robur* L.; **Geraniaceae**: *Geranium pratense* L.; **Grossulariaceae**: *Ribes spicatum* Robson; **Hypericaceae**: *Hypericum tetrapterum* Fr.; **Iridaceae**: *Iris pseudoacorus* L.; **Juglandaceae**: *Juglans regia* L.; **Lamiaceae**: *Ballota nigra* L., *Galeopsis pubescens* Besser, *Glechoma hederacea* L., *Lamium album* L., *Lamium maculatum* L., *Lamium purpureum* L., *Lycopus europaeus* L., *Mentha aquatica* L., *Scutellaria galericulata* L., *Stachys palustris* L.; **Malvaceae**: *Tilia cordata* Mill.; **Moraceae**: *Morus alba* L.; **Oleaceae**: *Fraxinus excelsior* L.; **Onagraceae**: *Epilobium adnatum* Griseb.; **Oxalidaceae**: *Oxalis fontana* Bunge; **Papaveraceae**: *Chelidonium majus* L.; **Plantaginaceae**: *Plantago major* L., *Veronica anagallis-aquatica* L., *Veronica hederifolia* L.; **Poaceae**: *Agrostis stolonifera* L., *Alopecurus pratensis* L., *Alopecurus geniculatus* L., *Bromus sterilis* L., *Calamagrostis arundinacea* (L.) Roth, *Dactylis glomerata* L., *Deschampsia cespitosa* (L.) P. Beauv., *Elymus repens* (L.) Gould, *Festuca arundinacea* Schreb., *Lolium perenne* L., *Phalaris arundinacea* L., *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., *Poa annua* L., *Poa palustris* L., *Poa pratensis* L.; **Polygonaceae**: *Fallopia convolvulus* (L.) A. Löve, *Fallopia dumetorum* (L.) Holub, *Polygonum aviculare* L., *Polygonum persicaria* L., *Rumex acetosa* L., *Rumex acetosella* L., *Rumex crispus* L., *Rumex obtusifolius* L.; **Primulaceae**: *Lysimachia nummularia* L., *Lysimachia vulgaris* L., *Lysimachia thyrsoflora* L.; **Ranunculaceae**: *Clematis vitalba* L., *Ficaria verna* Huds., *Ranunculus acris* L. s.s., *Ranunculus repens* L., *Thalictrum minus* L.; **Rosaceae**: *Crataegus monogyna* Jacq., *Geum urbanum* L., *Malus sylvestris* Mill., *Padus avium* Mill., *Potentilla reptans* L., *Prunus cerasifera* Ehrh., *Prunus spinosa* L., *Pyrus communis* L., *Rosa canina* L., *Rubus caesius* L.; **Rubiaceae**: *Galium aparine* L., *Galium palustre* L.; **Salicaceae**: *Populus nigra* L., *Populus tremula* L., *Populus ×canescens* (Aiton) Sm., *Salix alba* L., *Salix cinerea* L., *Salix fragilis* L., *Salix viminalis* L.; **Sapindaceae**: *Acer negundo* L., *Acer platanoides* L., *Acer saccharinum* L.; **Scrophulariaceae**: *Scrophularia nodosa* L.; **Solanaceae**: *Solanum dulcamara* L.;

Ulmaceae: *Ulmus minor* Mill.; *Urticaceae*: *Urtica dioica* L.; *Viburnaceae*: *Sambucus nigra* L., *Viburnum opulus* L.; *Violaceae*: *Viola odorata* L.; *Vitaceae*: *Parthenocissus inserta* (A.Kern.) Fritsch.

Liczba gatunków w poszczególnych warstwach lasu

Rozkład liczby gatunków w poszczególnych warstwach lasu przedstawia Tabela 4. W poniższej tabeli liczba gatunków we wszystkich warstwach nie jest równa sumie gatunków poszczególnych warstw, ponieważ część gatunków była obecna zarówno w warstwie A, jak i w warstwie B.

Tabela 4. Liczba gatunków w poszczególnych warstwach lasu oraz ich udział we florze badanego obszaru

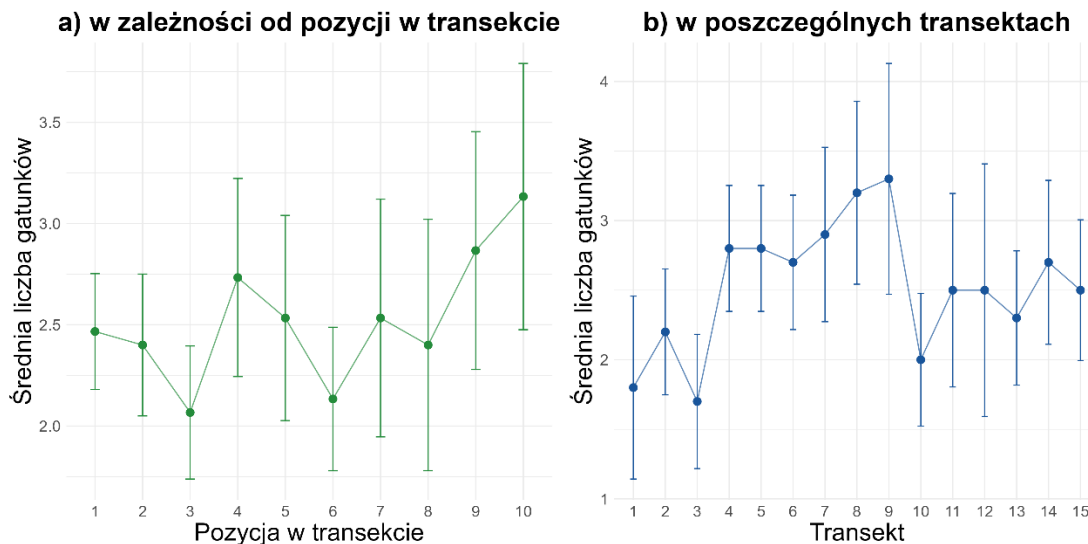
Warstwa lasu	Liczba gatunków	Udział procentowy [%]
A (warstwa drzew)	18	12,08
B (warstwa krzewów)	30	20,13
C (warstwa zielna)	118	79,19
Wszystkie warstwy	149	100

Warstwa drzewostanu jest najmniej liczna – oznaczono w niej 18 gatunków drzew, co stanowi 12,08% gatunków oznaczonych na badanym terenie. Najczęściej obserwowano wierzbę białą (*Salix alba*), która jest gatunkiem charakterystycznym dla zespołu *Salici-Populetum*. Opisano jej obecność na 130 zdjęciach fitosocjologicznych. Drugim co do występowania na badanym terenie (120 poletek) był klon jesionolistny (*Acer negundo*), który jest szeroko rozprzestrzeniającym się gatunkiem inwazyjnym. Często obserwowano również obecność dwóch gatunków charakterystycznych dla łągów nadrzecznych: topolę szarą (*Populus ×canescens*) oraz wierzbę kruchą (*Salix fragilis*), które odnotowano odpowiednio na 59 oraz 32 poletkach badawczych. Pozostałe gatunki występowały sporadycznie (na mniej niż 10 zdjęciach fitosocjologicznych).

Testy istotności ANOVA wykazały istotnie statystycznie różnice w średniej liczbie gatunków w warstwie A zarówno w zależności od pozycji w transekcie ($p = 0,014853$), jak i pomiędzy transektami ($p = 0,000118$). W obrębie jednego transektu średnio większa liczba gatunków drzew była bliżej drogi (Rysunek 9). Analizując dane dotyczące średniej liczby gatunków w poszczególnych transektach można zauważyć, że liczba gatunków w transektach 4-9 jest wyższa niż w pozostałych. Są to tereny częściej uczęszczane przez ludzi i stąd może wynikać pojawienie się gatunków takich jak jabłoń dzika (*Malus*

sylvestris) czy śliwa wiśniowa (*Prunus cerasifera*). Transekty 10-15, położone na południe od Mostu Siekierkowskiego, charakteryzowały się mniejszą średnią liczbą gatunków drzew (Rysunek 9).

Średnia liczba gatunków roślin w warstwie A



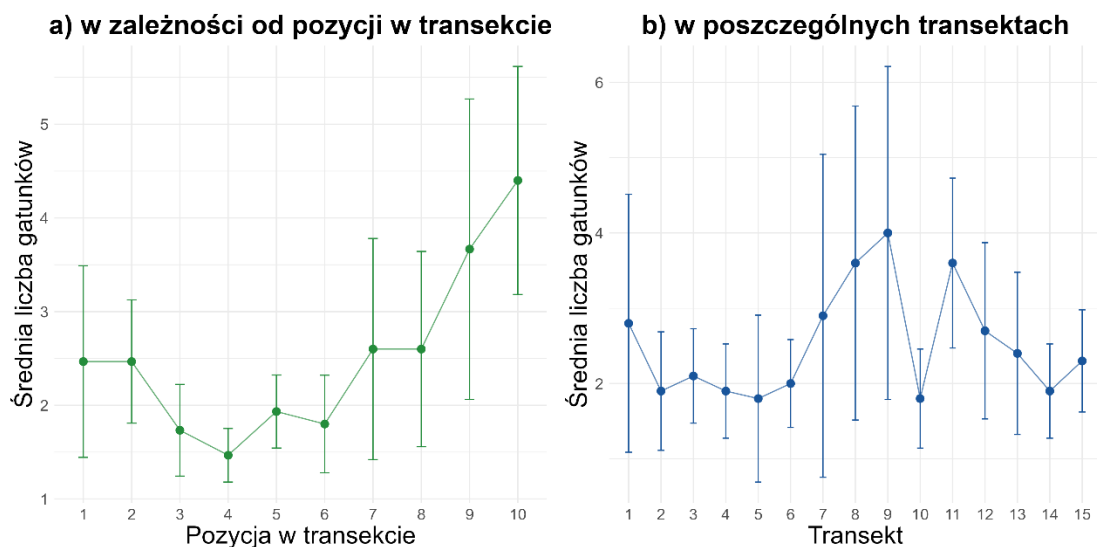
Rysunek 9. Średnia liczba gatunków w warstwie A w zależności od pozycji w transekcji (a) oraz od występowania pomiędzy transektami (b). Pionowe słupki oznaczają 0,95 przedziały ufności.

W warstwie B oznaczono 30 gatunków roślin, których udział we wszystkich oznaczonych gatunkach wynosi 20,13%. Najczęściej obserwowanym gatunkiem był klon jesionolistny (*Acer negundo*), którego obecność stwierdzono na 149 poletkach badawczych. Gatunek ten, podobnie jak w warstwie drzew, dominuje również w tym piętrze lasu. Znacznie rzadziej notowano bez czarny (*Sambucus nigra*), który występował na 46 poletkach oraz wiąz pospolity (*Ulmus laevis*) – na 30 poletkach. W strefie przydrożnej na 19 poletkach odnotowano okazy śliwy tarniny (*Prunus spinosa*). Z kolei bliżej rzeki częstsze były gatunki wierzby: wierzba biała (*Salix alba*), odnotowana na 16 poletkach, oraz wierzba szara (*Salix cinerea*), opisana na 15 poletkach. Topolę szarą (*Populus ×canescens*), która jest gatunkiem charakterystycznym dla zespołu *Populetum albae*, odnotowano na 13 poletkach badawczych. Pozostałe gatunki występowały sporadycznie (od jednego do ośmiu zdjęć fitosocjologicznych).

W przypadku warstwy B średnia liczba gatunków krzewów i niższych drzew również była istotnie zróżnicowana w zależności od pozycji w transekcji ($p = 0,000015$) oraz pomiędzy transektami ($p = 0,0175$). Im bliżej drogi były położone stanowiska, tym więcej gatunków na nich notowano (Rysunek 10). Średnia liczba gatunków

stwierdzanych na poletkach najbliższej drogi wynosiła prawie 4. W środkowej części lasu liczba ta oscylowała w granicach 1,5-2 gatunki. Część gatunków odnotowano jedynie na pojedynczych stanowiskach przy drodze – buk zwyczajny (*Fagus sylvatica*), czeremcha zwyczajna (*Padus avium*), dąb szypułkowy (*Quercus robur*), dereń świdwa (*Cornus sanguinea*). Obecność gruszy pospolitej (*Pyrus communis*) stwierdzono na dwóch poletkach, śliwę wiśniową (*Prunus cerasifera*) i jabłoń dziką (*Malus sylvestris*) odnotowano na trzech stanowiskach przy drodze, trzmielinę pospolitą (*Euonymus europaeus*) na pięciu, a głóg jednoszyjkowy (*Crataegus monogyna*) na sześciu. Większa średnia liczba gatunków warstwy B była w transektach, na które wpływ miała obecność człowieka (7-9) (Rysunek 10). Jedynie w obrębie tych transektów stwierdzono występowanie jesionu wyniosłego (*Fraxinus excelsior*) – 6 poletek, robinii akacjowej (*Robinia pseudoacacia*) – 5 poletek, jabłoni dzikiej (*Malus sylvestris*) – 3 poletka. Na pojedynczych poletkach zidentyfikowane zostały trzy gatunki: buk zwyczajny (*Fagus sylvatica*), dąb szypułkowy (*Quercus robur*) i leszczyna pospolita (*Corylus avellana*).

Średnia liczba gatunków roślin w warstwie B



Rysunek 10. Średnia liczba gatunków w warstwie B w zależności od pozycji w transekcji (a) oraz od występowania pomiędzy transektami (b). Pionowe słupki oznaczają 0,95 przedziały ufności.

W warstwie roślin zielnych stwierdzono największe bogactwo gatunkowe – łącznie oznaczono 118 gatunków, których udział we florze stwierdzonej na danym terenie wynosił 79,19%. Najczęściej obserwowanym 76\gatunkiem była pokrzywa zwyczajna (*Urtica dioica*), której obecność stwierdzono na wszystkich 150 poletkach badawczych. Jest to gatunek charakterystyczny dla siedlisk żyznych i wilgotnych oraz ustalony jako

gatunek wyróżniający dla związku *Salicion albae* – zarośli i lasów wierzbowych w dolinach rzek. Drugim gatunkiem co do częstotliwości występowania była przytulia czepna (*Galium aparine*), odnotowana na 149 zdjęciach fijosocjologicznych. Trzecim najczęściej spotykanym gatunkiem był, obserwowany jedynie w okresie wiosennym, ziarnopłon wiosenny (*Ficaria verna*). Opisano jego występowanie na 140 poletkach badawczych. Tuż przy glebie na 125 poletkach można było zaobserwować płożący się bluszcz kurdybanek (*Glechoma hederacea*). Licznie występowała również jeżyna popielica (*Rubus caesius*) – została zidentyfikowana na 116 zdjęciach fijosocjologicznych. 102 poletka zajmował gatunek inwazyjny szeroko rozprzestrzeniający się w tego typu siedliskach – nawłóć późna (*Solidago gigantea*). Na dokładnie 100 poletkach obserwowano występowanie dwóch gatunków: czosnaczka pospolitego (*Alliaria petiolata*) i kuklika pospolitego (*Geum urbanum*).

Gatunkami typowymi dla wilgotnych siedlisk nadrzecznych, które odnotowano na znacznej liczbie poletek, były: będący gatunkiem inwazyjnym niecierpek drobnokwiatowy (*Impatiens parviflora*) – 93 poletka oraz wskazywana jako gatunek wyróżniający dla *Salicetum albae* (przechodzący z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*) wiechlina łąkowa (*Poa pratensis*) – 89 poletek. Gatunkami wyróżniającymi dla klasy *Salicetea purpurea* licznie odnotowanymi na badanym obszarze były również: chmiel zwyczajny (*Humulus lupulus*) – 83 poletka, mozga trzcinowata (*Phalaris arundinacea*) – 71 poletek oraz kielisznik zaroślowy (*Calystegia sepium*) – 66 poletek.

13 gatunków roślin odnotowano na ponad połowie stanowisk badawczych. Poza wspomnianymi wyżej taksonami, licznie występowały również: pospolity gatunek synantropijny – mniszek lekarski (*Taraxacum officinale* coll.) oraz często obserwowana w wilgotnych lasach i zaroślach tojeść rozeszłana (*Lysimachia nummularia*). Opisano je kolejno na 86 i 76 zdjęciach fijosocjologicznych. Obecność dokładnie połowy (59) gatunków oznaczonych w warstwie C stwierdzono na mniej niż 5% badanych stanowisk. Trzy gatunki odnotowano na siedmiu poletkach, kolejne trzy gatunki na sześciu, pięć gatunków na pięciu, kolejnych pięć gatunków na czterech, siedem gatunków na trzech, 13 gatunków na dwóch, a aż 23 gatunki występowały jedynie na pojedynczych zdjęciach fijosocjologicznych. Świadczy to o dużej różnorodności florystycznej badanego obszaru.

Na około 1/3 poletek badawczych stwierdzono obecność dwóch gatunków inwazyjnych, które są zagrożeniem dla bioróżnorodności lasów łągowych i innych siedlisk

podmokłych. Na 56 zdjęciach fitosocjologicznych oznaczono kolczurkę klapowaną (*Echinocystis lobata*), a na 47 z nich znajdował się uczepek amerykański (*Bidens frondosa*).

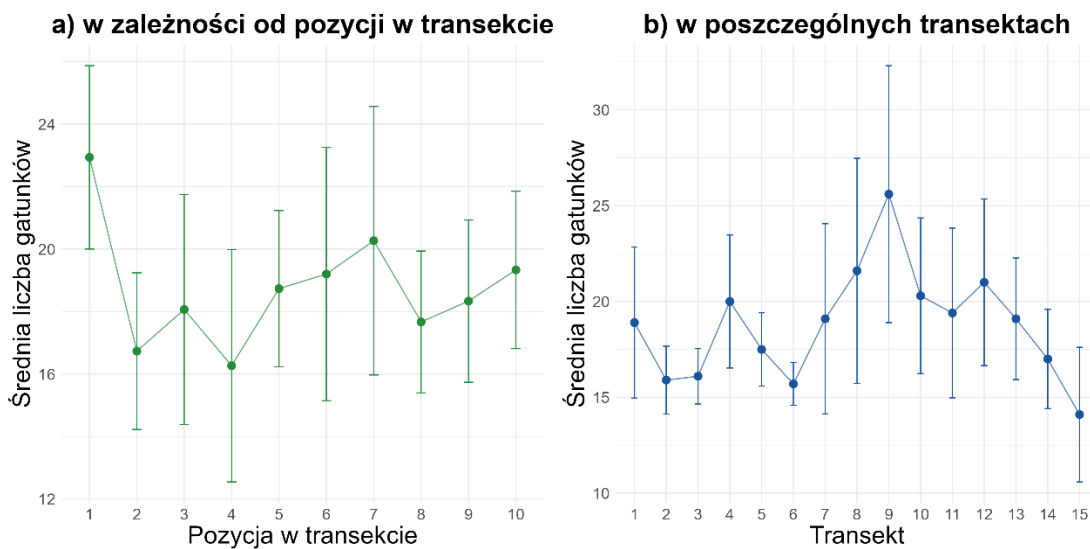
Średnia liczba gatunków w warstwie C różniła się istotnie statystycznie w zależności od pozycji w transekcji ($p = 0,05$), jak i pomiędzy transektami ($p = 0,000575$). Największą średnią liczbę gatunków roślin odnotowano na poletkach zlokalizowanych najbliżej rzeki – średnio 23 gatunki. Na stanowiskach 2-4 było najmniejsze zróżnicowanie florystyczne (średnio 16-18 gatunków), pozostałe stanowiska miały nieco większą średnią liczbę gatunków roślin (18-20 gatunków) (Rysunek 11).

W poletkach zlokalizowanych najbliżej rzeki obserwowano częstsze występowanie pewnych gatunków roślin w porównaniu do bardziej oddalonych od rzeki stanowisk. Do takich gatunków należą m.in. dwa gatunki roślin synantropijnych, które odnotowano w poletkach przy brzegu rzeki w każdym z transektów – mniszek lekarski (*Taraxacum officinale* coll.) oraz rdestówka powojowata (*Fallopia convolvulus*). Innymi gatunkami synantropijnymi, które o wiele częściej oznaczano przy brzegu rzeki były: babka zwyczajna (*Plantago major*), konyza kanadyjska (*Conyza canadensis*), stokłosa płonna (*Bromus sterilis*) czy przymiotno białe (*Erigeron annuus*). Częściej notowano tam również gatunki typowe dla zbiorowisk łąkowych, np. kostrzewa trzciniowata (*Festuca arundinacea*), jaskier ostry (*Ranunculus acris*), charakterystyczne dla zbiorowisk leśnych, np. psianka słodkogórz (*Solanum dulcamara*) i gatunki ruderalne, np. bylica pospolita (*Artemisia vulgaris*). Bardzo często (14/15 stanowisk nadrzecznych) obserwowano również występowanie kolczurki klapowanej (*Echinocystis lobata*), która jest gatunkiem zaroślowym, preferującym stanowiska podmokłe i jest rośliną inwazyjną w skali kraju dla stanowisk łąkowych. Niektóre gatunki zidentyfikowano jedynie w strefie przybrzeżnej. Najliczniej notowana była wiechlina roczna (*Poa annua*) – 8/15 stanowisk. Oznaczono również dwa inne gatunki z rodziny *Poaceae*: życica trwała (*Lolium perenne*) i perz właściwy (*Elymus repens*). Pozostałe gatunki oznaczone jedynie w poletkach przy brzegu Wisły: powój polny (*Convolvulus arvensis*), rozspunka warzywna (*Valerianella locusta*), rzepień pospolity (*Xanthium strumarium*), gorczycznik pospolity (*Barbarea vulgaris*) oraz rutewka mniejsza (*Thalictrum minus*).

Średnia liczba gatunków roślin zielnych w transekcji przyjęła wartości od 14 do 26 gatunków. Dla większości transektów mieściła się ona w zakresie 16-20 gatunków. Większa średnia liczba gatunków roślin była w transektach, na które wpływ miała obecność człowieka (transekty 8-9), gdzie wartości te plasowały się w granicach 22-26

gatunków (Rysunek 11). W obrębie tych transektów stwierdzono liczne występowanie dwóch inwazyjnych pnączy: powojnika pnącego (*Clematis vitalba*) i winobluszczu zaroślowego (*Parthenocissus inserta*). Częściej niż w obrębie innych transektów oznaczano tam również gatunki synantropijne, np. babkę zwyczajną (*Plantago major*), jaskra rozłogowego (*Ranunculus repens*), rdest ptasi (*Polygonum aviculare*) czy mniszka lekarskiego (*Taraxacum officinale* coll.). Perz właściwy (*Elymus repens*) i fiołek wonny (*Viola odorata*) zostały odnotowane jedynie w obrębie dwóch transektów.

Średnia liczba gatunków roślin w warstwie C

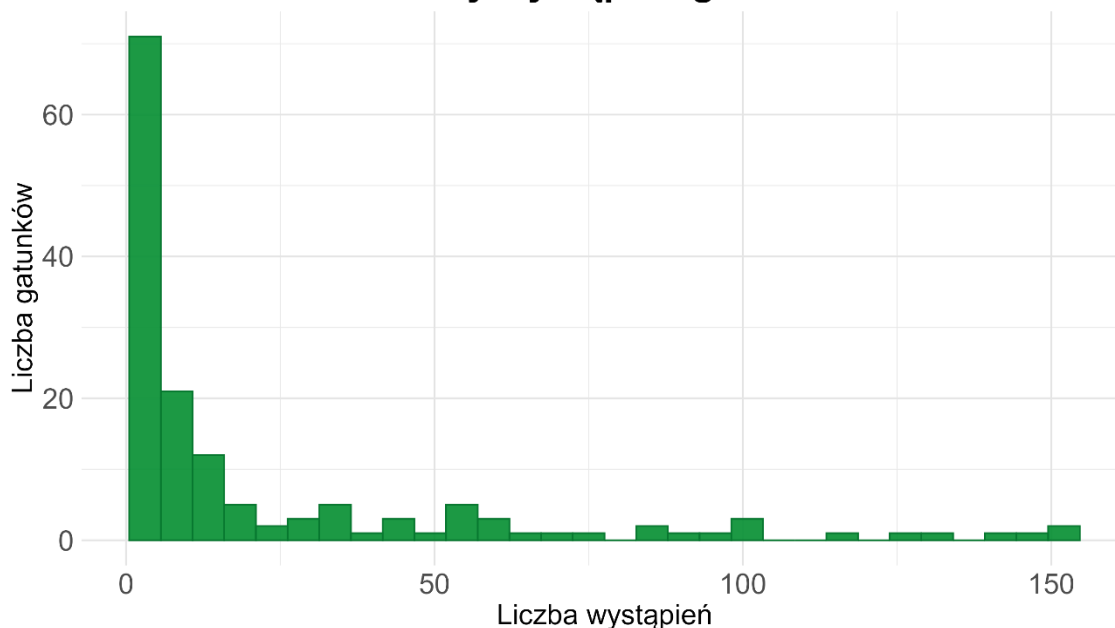


Rysunek 11. Średnia liczba gatunków w warstwie C w zależności od pozycji w transekcji (a) oraz od występowania pomiędzy transektami (b). Pionowe słupki oznaczają 0,95 przedziały ufności.

Rozkład liczby wystąpień gatunków

Rozkład liczby wystąpień poszczególnych gatunków roślin na 150 poletkach badawczych przedstawiony w formie histogramu ilustruje Rysunek 12. Został on sporządzony z zastosowaniem szerokości przedziału równej 5, co oznacza, że każdy słupek ilustruje liczbę gatunków, których liczba wystąpień na poletkach mieści się w danym pięcioelementowym zakresie, np. pierwszy słupek – 1-5 wystąpień; drugi słupek – 6-10 wystąpień; trzeci słupek – 11-15 wystąpień itd.

Rozkład liczby wystąpień gatunków roślin



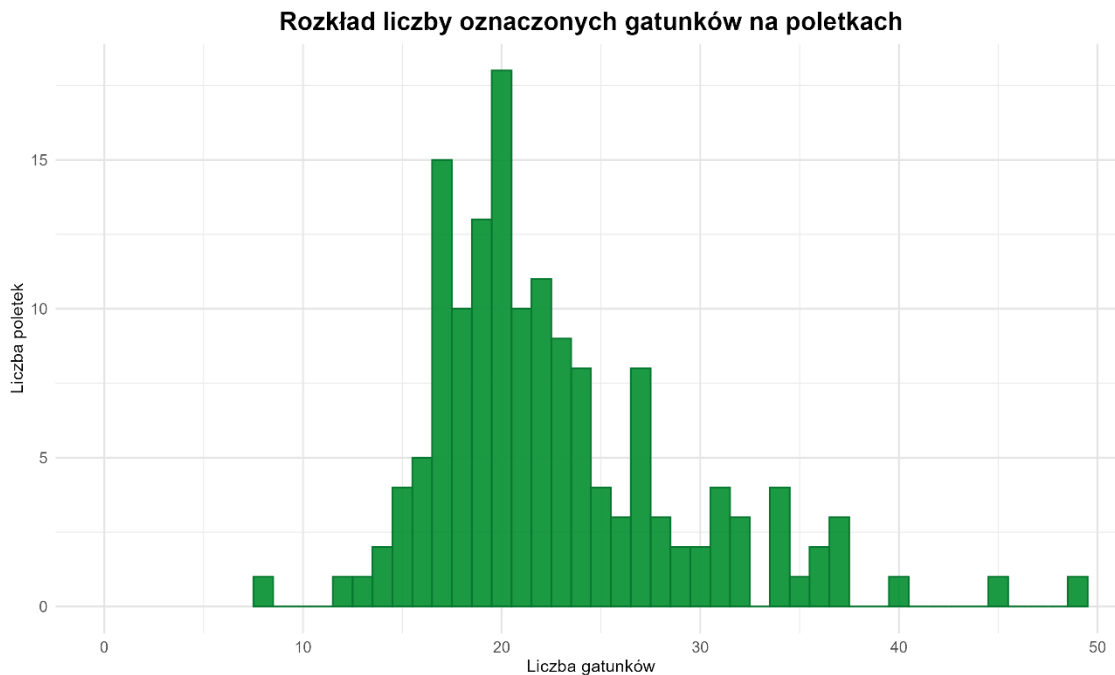
Rysunek 12. Histogram rozkładu liczby wystąpień gatunków roślin na badanym terenie

Analiza histogramu pozwala ocenić, iż rozkład liczby wystąpień gatunków jest silnie asymetryczny i charakteryzuje się wyraźną przewagą taksonów, które występowały sporadycznie. Największą grupę stanowią gatunki, które odnotowano na pojedynczych poletkach – aż 28 gatunków wystąpiło tylko raz, a łącznie 70 gatunków pojawiło się pięć razy lub rzadziej. Stanowi to prawie połowę wszystkich zidentyfikowanych na danym terenie gatunków roślin (46,67%). Wraz ze wzrostem liczby wystąpień gwałtownie maleje liczba gatunków. Taki rozkład liczby wystąpień jest typowy dla zbiorowisk o wysokiej różnorodności florystycznej i dużej heterogeniczności siedlisk. W środkowym zakresie histogramu obserwuje się stopniowe zmniejszanie liczby gatunków, natomiast tylko nieliczne taksony osiągają bardzo wysoką frekwencję. Dominacja gatunków rzadkich wskazuje na obecność licznej grupy taksonów o przypadkowym charakterze pojawiania się lub gatunków o ograniczonych wymaganiach siedliskowych.

Bogactwo florystyczne

Średnia liczba gatunków zidentyfikowanych na pojedynczym poletku to 22,65. Mediana dla badanego obszaru to 21 gatunków. Najmniej liczne było poletko, na którym zidentyfikowano jedynie 8 gatunków, a najbogatsze florystycznie było stanowisko, na którym stwierdzono występowanie 49 gatunków.

Rozkład liczby wystąpień gatunków roślin na 150 poletkach badawczych przedstawiono w formie histogramu (Rysunek 13). Szerokość każdego słupka histogramu wynosi dokładnie 1 jednostkę na osi x, na której przedstawiona jest liczba gatunków stwierdzonych na pojedynczym poletku badawczym. Obrazuje on więc wiernie występowanie każdej wartości oznaczającej liczbę gatunków na poletku. Oś y wskazuje liczbę poletek, na których odnotowano określoną liczbę gatunków.

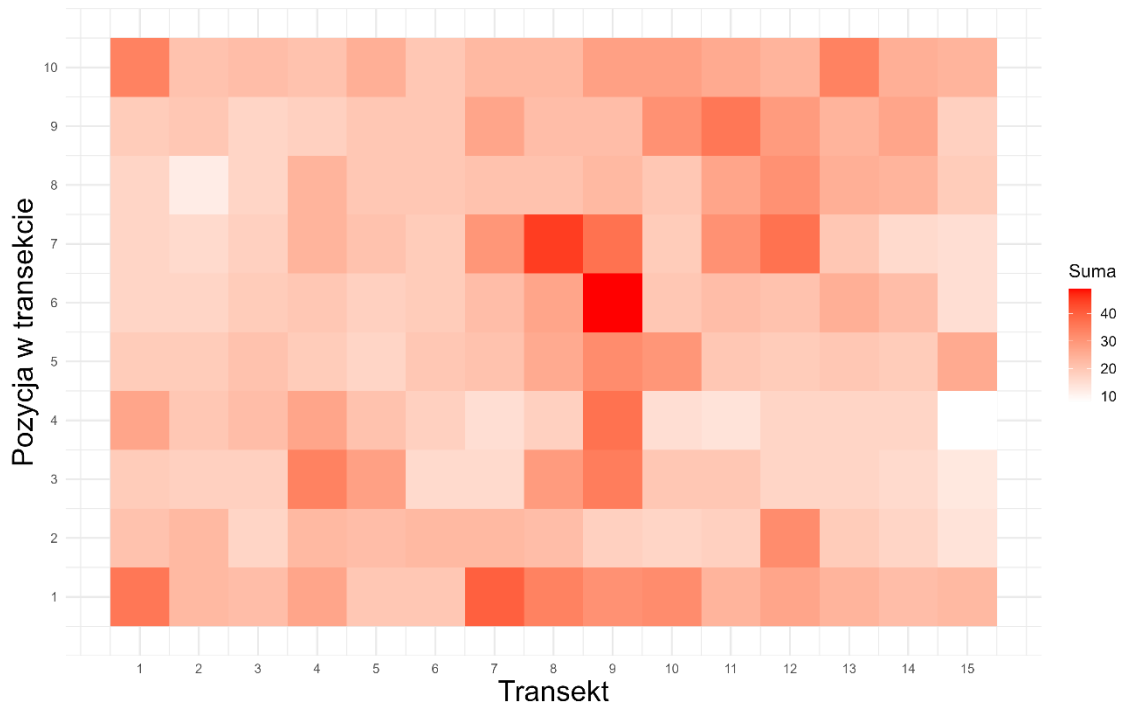


Rysunek 13. Histogram rozkładu liczby gatunków oznaczonych na pojedynczych zdjęciach fitosocjologicznych

Analiza histogramu pokazuje, że najwięcej poletek charakteryzuje się obecnością od 17 do 24 gatunków. Rozkład jest zbliżony do rozkładu normalnego, lekko asymetryczny, z maksimum w okolicach 20 gatunków. Stosunkowo niewiele poletek wyróżnia się bardzo niską (<15) lub bardzo wysoką (>35) bioróżnorodnością. Obecność pojedynczych poletek z wyjątkowo wysoką liczbą gatunków (do 50) może wskazywać na występujące tam szczególne warunki siedliskowe.

Rysunek 14 obrazuje liczbę gatunków roślin zidentyfikowanych na każdym ze zdjęć fitosocjologicznych w formie heatmapy. Najczęściej większą liczbę gatunków notowano na stanowiskach tuż przy rzece oraz przy drodze. Wyjątkowo wyróżnia się zdjęcie fitosocjologiczne wykonane w obrębie 9 transektu. Był to teren użytkowany rekreacyjnie, z delikatnie podmokłym stanowiskiem – odnotowano tam zarówno gatunki typowe dla obszarów pod wpływem antropopresji, jak i dla terenów wilgotnych.

Liczba gatunków roślin na poszczególnych zdjęciach fitosocjologicznych



Rysunek 14. Heatmapa liczby gatunków roślin na poszczególnych zdjęciach fitosocjologicznych

Wskaźniki różnorodności florystycznej

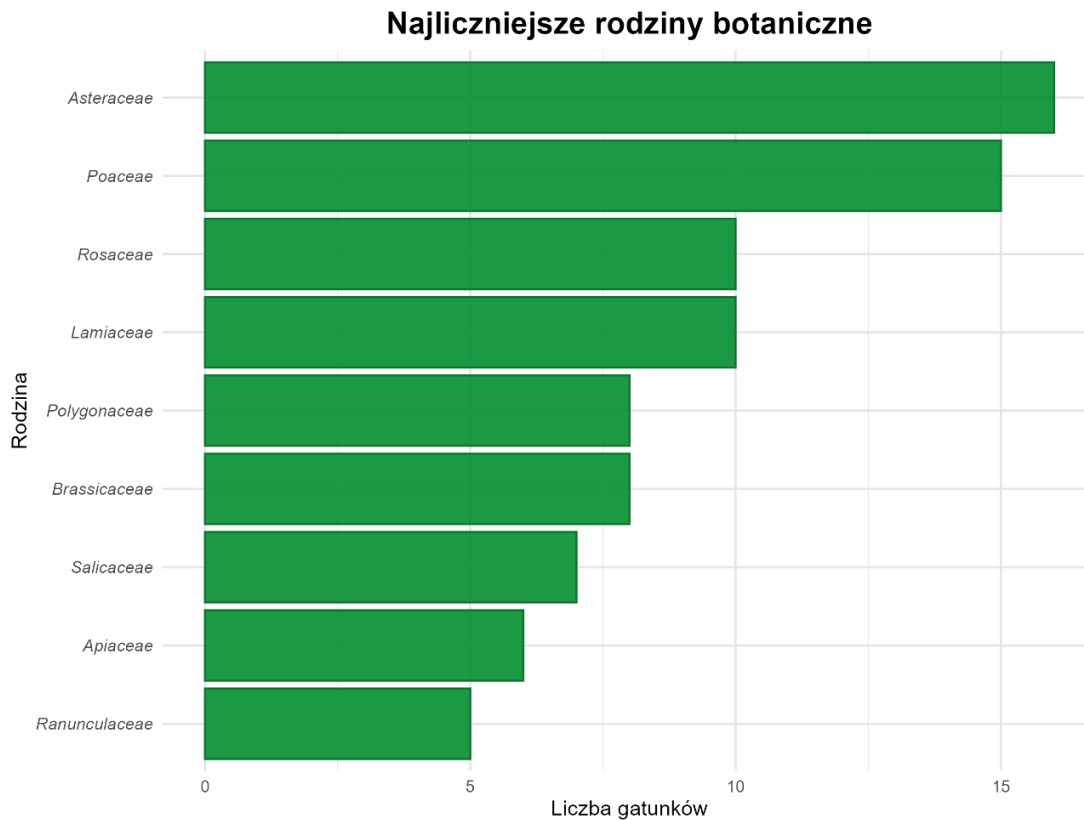
Zakres wartości indeksu Shannona na pojedynczym zdjęciu fitosocjologicznym wynosił od 2,13 do 3,87. Średnia wartość tego wskaźnika dla badanego obszaru to 3,03, a mediana wyniosła 2,98 – świadczy to o dużej różnorodności florystycznej.

W zależności od pozycji w transekcji najwyższe wartości wskaźnika, czyli największą różnorodność florystyczną notowano na obrzeżach lasu – zarówno przy rzece, jak i przy drodze, średnie wartości indeksu Shannona wynosiły prawie 3,2. Najmniejsze zróżnicowanie było w obszarze od środka lasu w kierunku rzeki. Były to obszary często porośnięte jedynie przez pokrzywę zwyczajną (*Urtica dioica*), nawłóć późną (*Solidago gigantea*), jeżynę popielicę (*Rubus caesius*) i klon jesionolistny (*Acer negundo*).

Analiza średnich wartości tego wskaźnika w poszczególnych transektach wykazała, że w obszarach na południe od Mostu Siekierkowskiego różnorodność była mniejsza niż po jego północnej stronie. Wartości średnich dla transektów na północ od mostu zawierały się w zakresie od 2,87 do 3,38. Dla transektów położonych na południe od mostu były to wartości od 2,79 do 3,12.

Liczebność rodzin botanicznych

Przeprowadzono analizę danych pod kątem liczby gatunków należących do poszczególnych rodzin botanicznych. Liczbę gatunków dziewięciu najliczniejszych rodzin przedstawiono również na Rysunek 15.



Rysunek 15. Liczba gatunków w dziewięciu najliczniejszych rodzinach botanicznych (liczba gatunków ≥ 5)

Największa liczba gatunków należała do rodziny *Asteraceae*. Było to 16 gatunków, które stanowią 10,70% wszystkich wykrytych na badanym obszarze gatunków roślin. Druga pod względem liczebności była rodzina *Poaceae*. Oznaczono 15 gatunków traw. W przypadku rodzin *Rosaceae* i *Lamiaceae* oznaczono po 10 gatunków roślin. Do rodzin *Polygonaceae* i *Brassicaceae* zaklasyfikowano po 8 gatunków roślin. W przypadku pozostałych roślin w poszczególnych rodzinach botanicznych oznaczono: *Salicaceae* – 7 gatunków, *Apiaceae* – 6 gatunków, *Ranunculaceae* – 5 gatunków. Pozostałe rodziny były jeszcze mniej liczne. W przypadku rodzin *Caryophyllaceae*, *Convolvulaceae* i *Fabaceae* oznaczono po 4 gatunki roślin, dla rodzin *Cyperaceae*, *Plantaginaceae*, *Primulaceae* i *Sapindaceae* stwierdzono po 3 gatunki, a dla rodzin *Amaryllidaceae*, *Boraginaceae*, *Caprifoliaceae*, *Fagaceae*, *Rubiaceae* oraz *Viburnaceae* opisano po dwa gatunki. W przypadku pozostałych 28 rodzin oznaczono jedynie po jednym gatunku.

Gatunki roślin oznaczone w warstwie A należały do dziewięciu rodzin botanicznych. Najliczniejsza była rodzina *Salicaceae* – pięć gatunków, a tuż za nią *Rosaceae* – cztery gatunki. Oznaczono po dwa gatunki roślin z rodzin *Fagaceae* oraz *Sapindaceae*, a w przypadku pozostałych rodzin stwierdzono obecność jednego gatunku każdej z nich. Są to rodziny: *Fabaceae*, *Juglandaceae*, *Oleaceae*, *Ulmaceae* oraz *Viburnaceae*.

Stwierdzone w warstwie B gatunki roślin należały do 15 rodzin botanicznych. Dwie najliczniejsze rodziny botaniczne były takie same, jak w przypadku warstwy A, lecz w tym przypadku liczniejsza była rodzina *Rosaceae* – siedem gatunków. Do rodziny *Salicaceae* zaliczono sześć gatunków. Trzy gatunki należały do rodziny *Sapindaceae*, po dwa gatunki pochodziły z rodzin *Viburnaceae* oraz *Fagaceae*. Pozostałe 10 rodzin (*Betulaceae*, *Celastraceae*, *Cornaceae*, *Fabaceae*, *Grossulariaceae*, *Juglandaceae*, *Malvaceae*, *Moraceae*, *Oleaceae*, *Ulmaceae*) były reprezentowane na badanym obszarze przez pojedyncze gatunki.

Warstwa zielna była najliczniejsza ze wszystkich – oznaczono tutaj 118 gatunków roślin, które przynależały do 37 rodzin botanicznych. Najliczniejsze z nich to *Asteraceae* – 16 gatunków, *Poaceae* – 15 gatunków i *Lamiaceae* – 10 gatunków. Po osiem gatunków roślin pochodziło z rodzin *Brassicaceae* oraz *Polygonaceae*. Sześć gatunków reprezentowało rodzinę *Apiaceae*, pięć gatunków przynależało do rodziny *Ranunculaceae*, po cztery gatunki pochodziło z rodzin *Caryophyllaceae* i *Convolvulaceae*. Rodziny *Cyperaceae*, *Fabaceae*, *Plantaginaceae*, *Primulaceae* oraz *Rosaceae* liczyły po trzy gatunki na badanym terenie. Oznaczono po dwa gatunki przynależące do rodzin *Amaryllidaceae*, *Boraginaceae*, *Caprifoliaceae* i *Rubiaceae*. Pozostałe 19 rodzin było reprezentowanych na analizowanym terenie przez pojedyncze gatunki. Do rodzin tych zaliczają się: *Alismataceae*, *Araliaceae*, *Balsaminaceae*, *Cannabaceae*, *Chenopodiaceae*, *Cucurbitaceae*, *Dryopteridaceae*, *Euphorbiaceae*, *Geraniaceae*, *Hypericaceae*, *Iridaceae*, *Onagraceae*, *Oxalidaceae*, *Papaveraceae*, *Scrophulariaceae*, *Solanaceae*, *Urticaceae*, *Violaceae* i *Vitaceae*.

5.1.2. Klasyfikacja fitosocjologiczna

Gatunki roślin charakterystyczne dla poszczególnych zbiorowisk roślinnych Polski

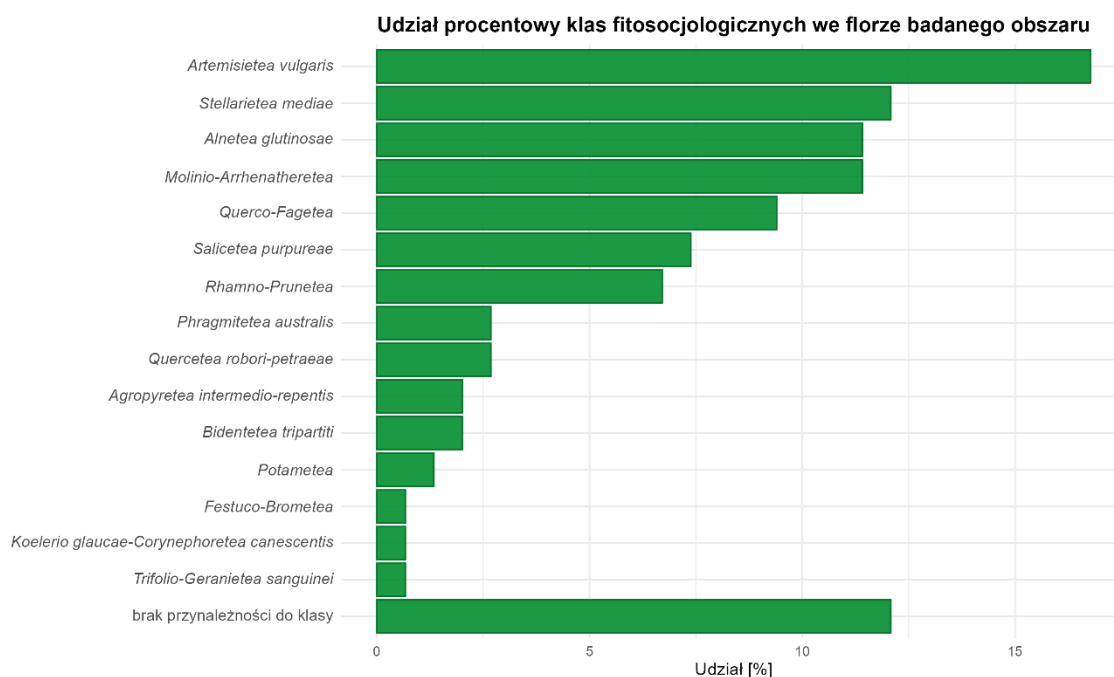
Wśród gatunków roślin zidentyfikowanych na badanym obszarze były obecne gatunki charakterystyczne dla następujących 69 zbiorowisk roślinnych: *Abieti-Piceetum (montanum)*, *Aceri platanoidis-Tilietum platyphylli*, *Alliario-Chaerophylletum temuli*, *Alopecuretum pratensis*, *Angelico sylvestris-Cirsietum oleracei*, *Anthriscetum sylvestris*, *Arctio-Artemisietum vulgaris*, *Arrhenatheretum elatioris*, *Berteroetum incanae*, *Beruletum submersae*, *Betulo pendulae-Quercetum roboris*, *Bidenti-Atriplicetum prostratae*, *Bidenti-Polygonetum mitis*, *Bupleuro-Calamagrostietum arundinaceae*, *Calamagrostio villosae-Pinetum*, *Caricetum acutiformis*, *Caricetum gracilis*, *Caricetum ripariae*, *Cephalanthero rubrae-Fagetum*, *Cuscuta-Calystegietum sepium*, *Epilobio-Geranium robertianum*, *Erigeronto-Bryetum*, *Erigeronto-Lactucetum*, *Erysimo-Melilotetum*, *Ficario-Ulmetum minoris*, *Fraxino-Alnetum*, *Galinsogo-Setarietum*, *Glycerio-Oenanthetum aquaticae*, *Hordeetum murini*, *Iridetum pseudacori*, *Juncetum tenuis*, *Lamio albi-Conietum maculati*, *Leonuro-Ballotetum nigrae*, *Lolio-Plantaginetum*, *Lysimachio vulgaris-Filipenduletum*, *Oenantho aquaticae-Rorippetum amphibiae*, *Oxalido-Chenopodietum polyspermi*, *Phalaridetum arundinaceae*, *Phalarido-Petasitetum hybridi*, *Phragmitetum communis*, *Poetum annuae*, *Poo palustris-Lathyretum palustris*, *Poo-Arabidetum*, *Poo-Tussilaginetum farfarae*, *Populetum albae*, *Potentilletum reptantis*, *Potentillo-Festucetum arundinaceae*, *Prunello-Plantaginetum*, *Pruno-Ligustretum*, *Pruno-Rubion fruticosi*, *Ranunculo repentis-Alopecuretum geniculati*, *Rhamno-Cornetum sanguinei*, *Ribeso nigri-Alnetum*, *Rudbeckio-Solidaginetum*, *Salicetum albae*, *Salicetum pentandro-cinereae*, *Sambucetum nigrae*, *Samolo-Littorelletum uniflorae*, *Senecionetum fluviatilis*, *Sileno conicae-Cerastietum semidecandri*, *Sisymbrietum loeselii*, *Stellario holostea-Carpinetum betuli*, *Stellario nemorum-Alnetum glutinosae*, *Stellario palustris-Deschampsietum cespitosae*, *Trifolio-Anthyllidetum maritima*, *Valeriano-Filipenduletum*, *Vicietum tetraspermae*, *Violo odoratae-Ulmetum minoris*, *Xanthietum strumarum*. 49 z oznaczonych gatunków nie jest uznawanych za charakterystyczne dla zbiorowisk roślinnych Polski. Dla zbiorowiska *Populetum albae* stwierdzono występowanie największej liczby gatunków charakterystycznych. Było to sześć gatunków: czeremcha zwyczajna (*Padus avium*), podagrycznik pospolity (*Aegopodium podagraria*), porzeczka czerwona (*Ribes spicatum*), topola czarna (*Populus nigra*), topola szara (*Populus ×canescens*) oraz

trzmielina pospolita (*Euonymus europaeus*). Kolejnymi, pod względem liczebności klasami, były trzy klasy, dla których stwierdzono po 4 gatunki charakterystyczne: *Alopecuretum pratensis*, *Bidenti-Atriplicetum prostratae* i *Fraxino-Alnetum*.

Gatunki roślin charakterystyczne dla poszczególnych klas fitosocjologicznych

Gatunki roślin stwierdzone na badanym obszarze należą do 15 klas fitosocjologicznych: *Agropyretea intermedio-repentis* (półruderalne kserotermiczne zbiorowiska pionierskie), *Alnetea glutinosae* (olsy i łożowiska), *Artemisietea vulgaris* (zbiorowiska roślin wieloletnich na terenach ruderalnych), *Bidentetea tripartiti* (zbiorowiska terofitów nadwodnych), *Festuco-Brometea* (murawy kserotermiczne), *Koelerio glaucae-Corynepherea canescentis* (murawy napiaskowe), *Molinio-Arrhenatheretea* (łąki i pastwiska, mokre, wilgotne i świeże), *Phragmitetea australis* (szuwary), *Potametea* (zbiorowiska słodkowodnych makrofitów w mezo- i eutroficznym zbiornikach wód śródlądowych), *Quercetea robori-petraeae* (atlantyckie lasy acydofilne), *Querceto-Fagetea* (eutroficzne i mezotroficzne lasy liściaste), *Rhamno-Prunetea* (ciepłolubne zbiorowiska okrajkowe), *Salicetea purpureae* (łągi wierzbowo-topolowe), *Stellarietea mediae* (zbiorowiska pól uprawnych i terenów ruderalnych) oraz *Trifolio-Geranietea sanguinei* (ciepłolubne okrajki). Dla 18 gatunków nie określono przynależności do klas.

Najliczniej reprezentowana była klasa *Artemisietea vulgaris* – należało do niej 25 z oznaczonych gatunków (16,78% flory badanego terenu). Drugą pod względem liczebności klasą była *Stellarietea mediae*, do której należało 18 gatunków. Oznaczono również po 17 gatunków sklasyfikowanych jako gatunki przynależące do klas *Alnetea glutinosae* oraz *Molinio-Arrhenatheretea*. Informacje na temat udziału gatunków należących do poszczególnych klas fitosocjologicznych we florze badanego terenu przedstawia również Rysunek 16.



Rysunek 16. Udział procentowy klas fitosocjologicznych we florze badanego obszaru

5.1.3. Analiza zgodności z siedliskiem

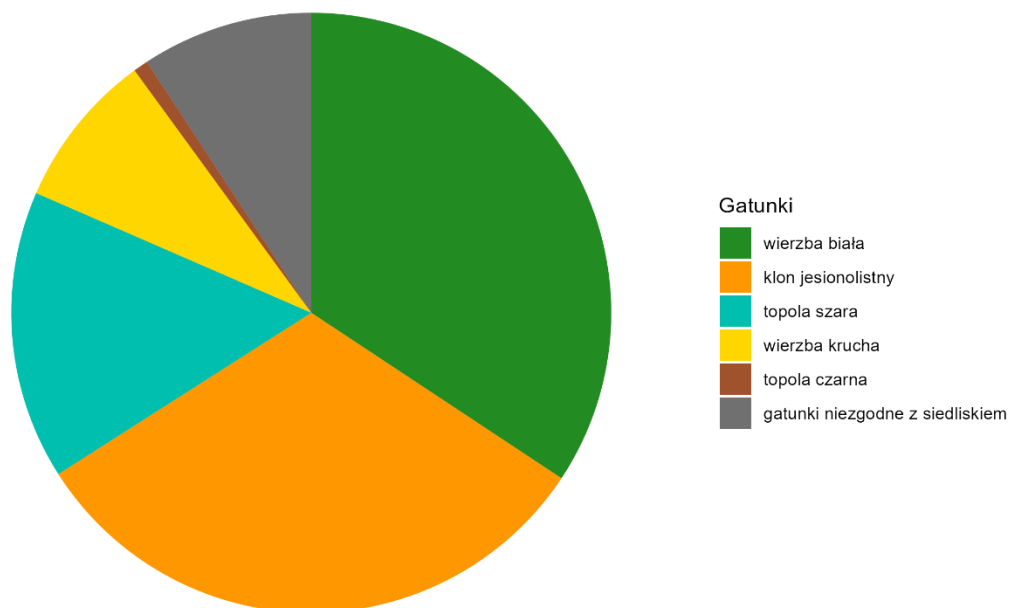
Spośród 149 gatunków roślin oznaczonych na badanym terenie 130 zaklasyfikowano jako niezgodne z siedliskiem. Stanowi to 87,25% wszystkich występujących gatunków. Pozostałe 19 gatunków to taksony zgodne z siedliskiem. Mają one 12,75% udziału we wszystkich gatunkach na badanym terenie.

Liczba gatunków zgodnych i niezgodnych z siedliskiem w poszczególnych warstwach lasu została przedstawiona w Tabeli 5. Dodano tam również informację o udziale procentowym gatunków niezgodnych z siedliskiem w sumarycznej liczbie gatunków poszczególnych warstw.

Tabela 5. Liczba gatunków zgodnych i niezgodnych z siedliskiem na badanym terenie z uwzględnieniem warstw lasu

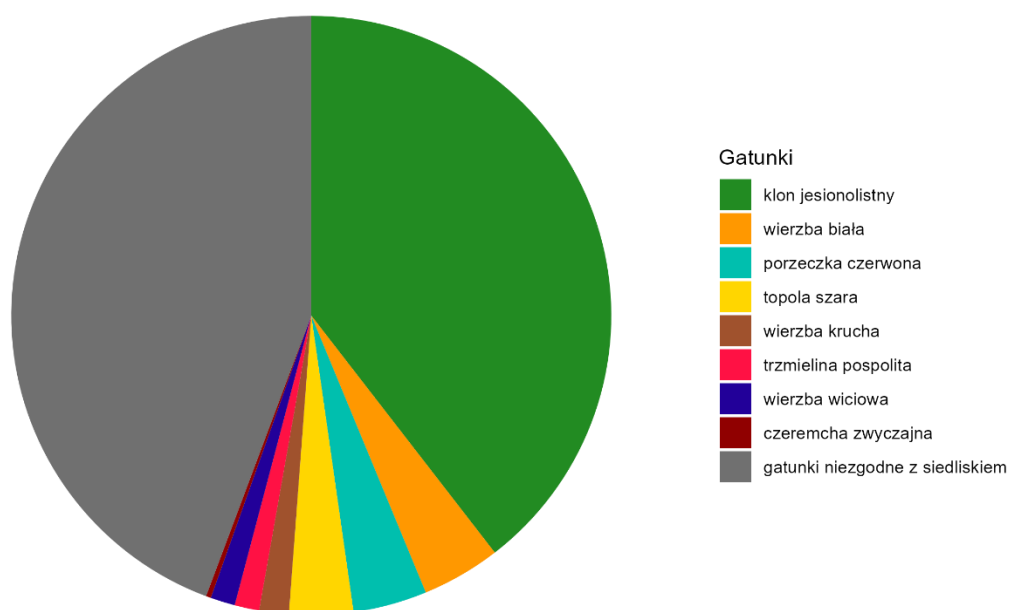
Warstwa lasu	Liczba gatunków zgodnych z siedliskiem	Liczba gatunków niezgodnych z siedliskiem	Sumaryczna liczba gatunków w warstwie	Udział procentowy gatunków niezgodnych z siedliskiem w warstwie [%]
A (warstwa drzew)	5	13	18	72,22
B (warstwa krzewów)	8	22	30	73,33
C (warstwa zielna)	10	108	118	91,53
Wszystkie warstwy	19	130	149	87,25

W warstwie A stwierdzono występowanie pięciu gatunków zgodnych z siedliskiem. Są to (uszeregowane malejąco według liczby poletek, na których stwierdzono ich występowanie): wierzba biała (*Salix alba*), klon jesionolistny (*Acer negundo*), topola szara (*Populus ×canescens*), wierzba krucha (*Salix fragilis*) oraz topola czarna (*Populus nigra*). Cztery pierwsze gatunki występowały najliczniej na badanym terenie. Zidentyfikowano je odpowiednio na: 130, 120, 59 i 32 poletkach ze 150 analizowanych. Topola czarna występowała na trzech stanowiskach. Stwierdzono występowanie 13 gatunków niezgodnych z siedliskiem. Udział tych gatunków w sumarycznej liczbie gatunków drzew analizowanego obszaru wyniósł 72,22%. Gatunki niezgodne z siedliskiem występowały jednak o wiele rzadziej: wiąz pospolity (*Ulmus minor*) stwierdzono na dziewięciu poletkach; jesion wyniosły (*Fraxinus excelsior*) na pięciu; bez czarny (*Sambucus nigra*) na czterech; klon pospolity (*Acer platanoides*) i topola osika (*Populus tremula*) były opisane na trzech stanowiskach; grusza pospoita (*Pyrus communis*), robinia akacjowa (*Robinia pseudoacacia*) i śliwa tarnina (*Prunus spinosa*) – na dwóch, a pozostałe jedynie na pojedynczych stanowiskach. Biorąc pod uwagę liczbę zdjęć fitosocjologicznych, na których poszczególne gatunki (zarówno zgodne i niezgodne) zostały oznaczone, częstość występowania gatunków niezgodnych z siedliskiem w warstwie A wynosi 9,23%. Dane dotyczące częstości występowania poszczególnych gatunków zgodnych i niezgodnych z siedliskiem ilustruje Rysunek 17.



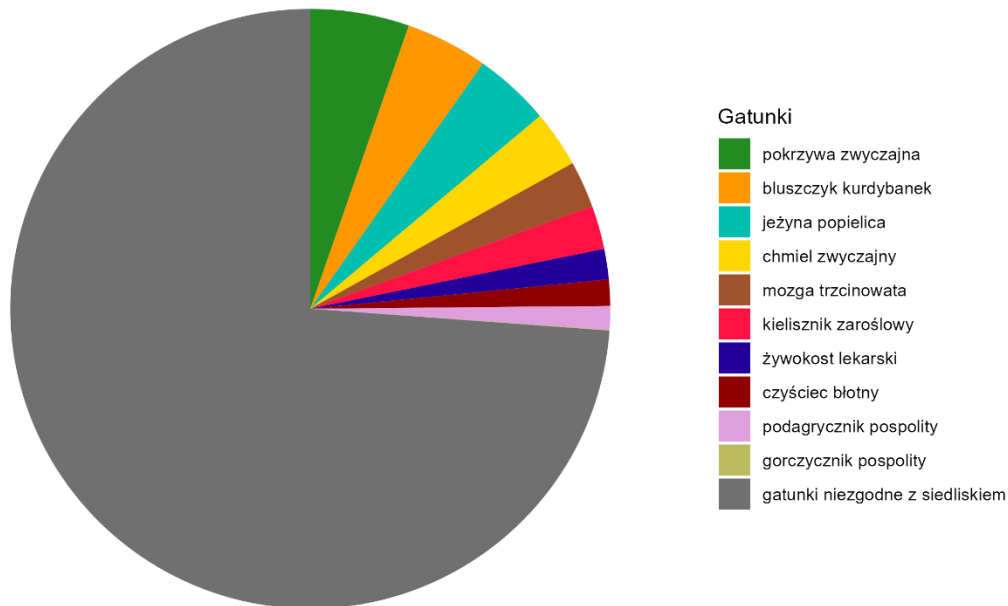
Rysunek 17. Częstość występowania gatunków zgodnych i niezgodnych z siedliskiem w warstwie A

W warstwie B oznaczono osiem gatunków zgodnych z siedliskiem. Są to: klon jesionolistny (*Acer negundo*), wierzba biała (*Salix alba*), porzeczka czerwona (*Ribes spicatum*), topola szara (*Populus ×canescens*), wierzba krucha (*Salix fragilis*), trzmielina pospolita (*Euonymus europaeus*), wierzba wiciowa (*Salix viminalis*) oraz czeremcha zwyczajna (*Padus avium*). Klon jesionolistny zdecydowanie dominował – stwierdzono go na 149 zdjęciach fitosocjologicznych. Na kilkunastu stanowiskach stwierdzono obecność wierzby białej (16 poletek), porzeczki czerwonej (15 poletek) oraz topoli szarej (13 poletek). Pozostałe gatunki były notowane jedynie na kilku stanowiskach. Stwierdzono występowanie 22 gatunków niezgodnych z siedliskiem. Udział tych gatunków w sumarycznej liczbie gatunków warstwy B analizowanego obszaru wyniósł 73,33%. Spośród nich najczęściej (46 zdjęć fitosocjologicznych) notowano bez czarny (*Sambucus nigra*). Nieco rzadziej notowany był wiąz pospolity (*Ulmus minor*) – opisany został na 30 stanowiskach. Śliwa tarnina (*Prunus spinosa*) i wierzba szara (*Salix cinerea*) zostały opisane na, kolejno, 19 i 15 zdjęciach. Pozostałe gatunki notowano na ośmiu bądź mniejszej liczbie stanowisk. Uwzględniając liczbę zdjęć fitosocjologicznych, na których poszczególne gatunki (zarówno zgodne i niezgodne) zostały opisane, częstość występowania gatunków niezgodnych z siedliskiem w warstwie B wynosi 44,30%. Udział występowania poszczególnych gatunków zgodnych i niezgodnych z siedliskiem ilustruje Rysunek 18.



Rysunek 18. Częstość występowania gatunków zgodnych i niezgodnych z siedliskiem w warstwie B

W warstwie C opisano występowanie 10 gatunków zgodnych z siedliskiem. Do najliczniej opisywanych należą: pokrzywa zwyczajna (*Urtica dioica*), bluszcz kurdybanek (*Glechoma hederacea*) i jeżyna popielica (*Rubus caesius*), które opisano odpowiednio na: 150, 125 i 116 zdjęciach fitosocjologicznych. Licznie notowane były również: chmiel zwyczajny (*Humulus lupulus*) – 86 stanowisk; mozga trzcinowata (*Phalaris arundinacea*) – 71 stanowisk; kielisznik zaroślowy (*Calystegia sepium*) – 66 stanowisk; żywokost lekarski (*Symphytum officinale*) – 46 stanowisk; czyściec błotny (*Stachys palustris*) – 40 stanowisk oraz podagrycznik pospolity (*Aegopodium podagraria*) – 36 stanowisk. Gorczycznik pospolity (*Barbarea vulgaris*) odnotowano natomiast na pojedynczym stanowisku. 108 gatunków, które stanowią 91,53% wszystkich gatunków warstwy C, to taksony niezgodne z siedliskiem. Najliczniejsze z nich (stwierdzone na ponad połowie zdjęć fitosocjologicznych) to: przytulia czepna (*Galium aparine*) – 149 stanowisk; ziarnopłon wiosenny (*Ficaria verna*) – 140 stanowisk; nawłóć późna (*Solidago gigantea*) – 102 stanowiska; czosnaczek pospolity (*Alliaria petiolata*) – 100 stanowisk; kuklik pospolity (*Geum urbanum*) – 100 stanowisk; niecierpek drobnokwiatowy (*Impatiens parviflora*) – 93 stanowiska; wiechlina łąkowa (*Poa pratensis*) – 89 stanowisk; mniszek lekarski (*Taraxacum officinale* coll.) – 86 stanowisk i tojeść rozesłana (*Lysimachia nummularia*) – 76 stanowisk. Pozostałe gatunki były opisywane z różną częstotliwością, przy czym większość z nich (66 gatunków) została opisana na dziewięciu lub mniejszej liczbie zdjęć fitosocjologicznych. Uwzględniono liczbę zdjęć fitosocjologicznych, na których poszczególne gatunki (zarówno zgodne i niezgodne) zostały opisane i stwierdzono częstość występowania gatunków niezgodnych z siedliskiem w warstwie C na poziomie 73,74%. Udział występowania poszczególnych gatunków zgodnych i niezgodnych z siedliskiem ilustruje Rysunek 19.



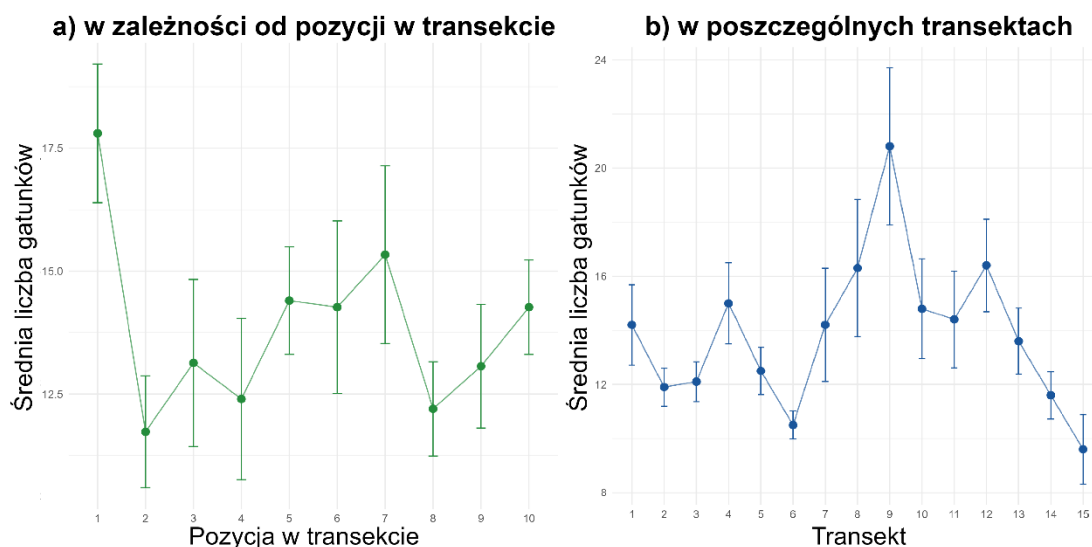
Rysunek 19. Częstość występowania gatunków zgodnych i niezgodnych z siedliskiem w warstwie C

Testy istotności ANOVA wykazały istotnie statystycznie różnice w średniej liczbie gatunków zaliczanych do warstwy roślin zielnych, niezgodnych z siedliskiem w zależności od pozycji w transekcji ($p = 0,048968$), jak i pomiędzy transektami ($p = 0,000354$).

Średnia największa liczba gatunków niezgodnych z siedliskiem była odnotowywana w pozycji najbliższej rzeki – 18 gatunków. Odnotowywano tam gatunki synantropijne, łatwo przenoszone przez wiatr, ze względu na bliskość korytarza przewietrzającego miasto, jakim jest rzeka – mniszek lekarski (*Taraxacum officinale* coll.), konyza kanadyjska (*Conyza canadensis*), stokłosa płonna (*Bromus sterilis*) czy przymiotno białe (*Erigeron annuus*). W przypadku pozostałych pozycji odnotowywano tam od średnio 12 do 15 gatunków roślin niezgodnych z siedliskiem (Rysunek 20).

W obrębie jednego transektu oznaczano średnio od 10 do 21 gatunków niezgodnych z siedliskiem (Rysunek 20). Najliczniejszy pod tym względem był transekt 9 – odnotowano tam występowanie średnio 21 gatunków, których występowanie nie jest charakterystyczne dla zbiorowisk łągowych. Najczęściej stwierdzano obecność 12-15 gatunków. W przypadku dwóch transektów (8 i 12) stwierdzono po 16 gatunków niezgodnych z siedliskiem. Najmniejsze wartości były w przypadku transektów 6 i 15 (10 gatunków).

Średnia liczba gatunków niezgodnych z siedliskiem



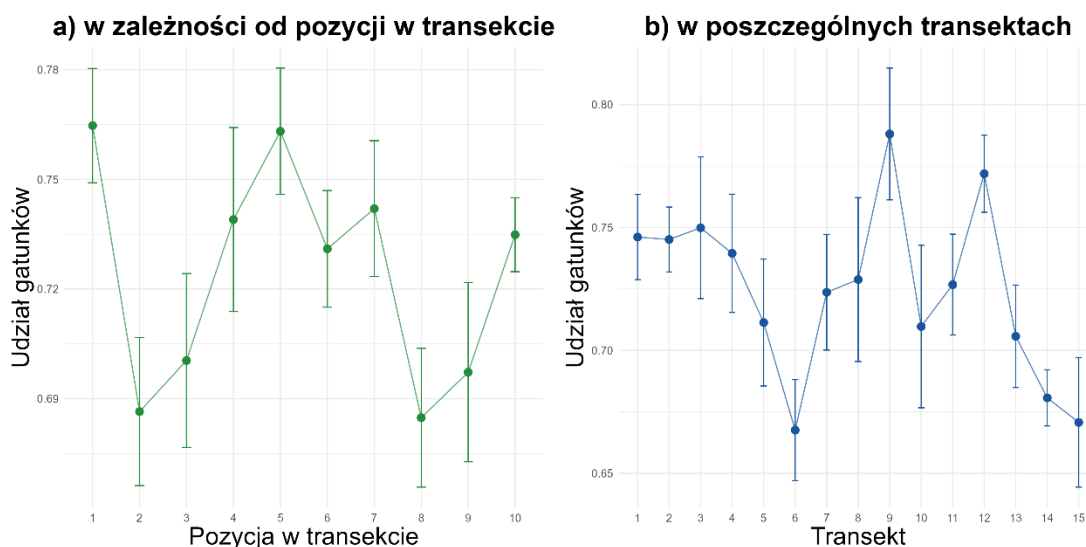
Rysunek 20. Średnia liczba gatunków niezgodnych z siedliskiem na badanym obszarze

Analizę tę przeprowadzono również w oparciu o udział gatunków niezgodnych z siedliskiem we florze badanego obszaru. W tym przypadku również wykazano istotne zróżnicowanie w udziale gatunków niezgodnych z siedliskiem zarówno w zależności od pozycji w transekcji ($p = 0,006646$), jak i pomiędzy transektami ($p = 0,005211$).

Udział gatunków niezgodnych z siedliskiem w stosunku do średniej liczby wszystkich gatunków oznaczonych w obrębie transektu wynosił średnio od 0,68 do 0,76 (Rysunek 21). Najwyższe wartości odnotowywano w przypadku poletek położonych przy rzece oraz w środku lasu (pozycja 5). Najmniejszy udział gatunków niezgodnych z siedliskiem stwierdzono w transektach 2-3 oraz 8-9. Nie przekraczał on w tych przypadkach 0,70.

W przypadku transektów wartości udziału gatunków niezgodnych z siedliskiem wahają się pomiędzy 0,67 a 0,77 (Rysunek 21). Największy udział tych gatunków odnotowano w przypadku transektów 9 i 12 (0,77), najmniejszy z kolei – w przypadku transektów 6, 14 i 15 (ok. 0,67). W przypadku pozostałych transektów wartości udziału gatunków niebędących typowymi dla łąg wyniosły pomiędzy 0,70 a 0,75.

Średni udział gatunków niezgodnych z siedliskiem



Rysunek 21. Średni udział gatunków niezgodnych z siedliskiem na badanym obszarze

5.1.4. Analiza składu gatunkowego wg typów roślinności

Gatunki roślin zidentyfikowane na badanym terenie to niemal w 1/3 gatunki leśne – oznaczono dokładnie 44 gatunki. Ponad 26% flory to roślinność synantropijna – 39 gatunków. Stwierdzono również występowanie 23 gatunków roślin szuwarowych, 20 gatunków roślin łąkowych, 12 gatunków ruderalnych, 10 gatunków należących do roślinności zaroślowej i jedną roślinę murawową.

W warstwie A oznaczono 11 gatunków roślinności leśnej, wśród których najczęściej występowały gatunki zgodne z siedliskiem – wierzba biała (*Salix alba*), topola szara (*Populus ×canescens*) i wierzba krucha (*Salix fragilis*). Stwierdzono obecność sześciu gatunków synantropijnych, spośród których jedynie klon jesionolistny (*Acer negundo*) miał faktyczny udział w składzie gatunkowym, a rola pozostałych gatunków była marginalna (1 lub 2 wystąpienia). Oznaczono jedną roślinę zaroślową – bez czarny (*Sambucus nigra*), który został opisany na czterech zdjęciach fitosocjologicznych.

Warstwa B w przeważającej części składała się z gatunków leśnych (18 gatunków). Najczęściej notowany był wiąz pospolity (*Ulmus minor*), który występował na 30 zdjęciach fitosocjologicznych, a pozostałe gatunki występowały jeszcze rzadziej (poniżej 15% badanych stanowisk). Oznaczono siedem gatunków synantropijnych i zaobserwowano, że podobnie jak w przypadku warstwy drzewostanu, klon jesionolistny (*Acer negundo*) dominował na badanym terenie, a pozostałe gatunki występowały

sporadycznie (5, 3 lub 2 wystąpienia). Stwierdzono występowanie dwóch gatunków zaroślowych – bzu czarnego (*Sambucus nigra*), opisanego na prawie 1/3 zdjęć fitosocjologicznych, oraz głogu jednoszyjkowego (*Crataegus monogyna*), notowanego na sześciu poletkach badawczych. Dwa gatunki opisane w warstwie krzewów to gatunki szuwarowe, które są zgodne z analizowanym siedliskiem. Nie były one jednak często notowane. Wierzbę wiciową (*Salix viminalis*) opisano na 5 stanowiskach, a czeremchę zwyczajną (*Padus avium*) jedynie na pojedynczym poletku. Opisano też jeden gatunek rośliny ruderalnej, która była obecna na trzech stanowiskach – różę dziką (*Rosa canina*).

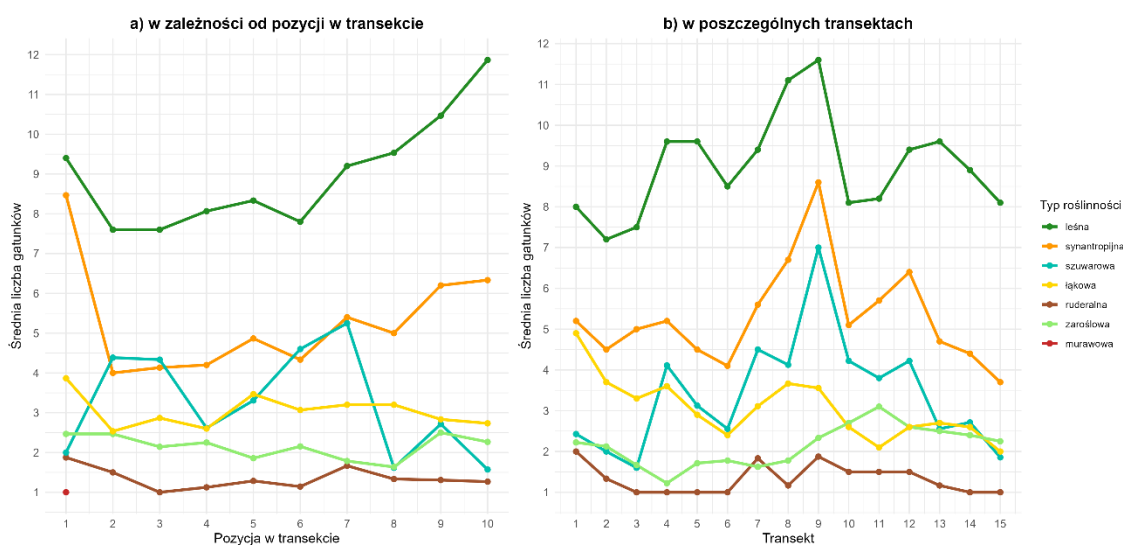
W najbogatszej florystycznie warstwie C najliczniejsza była roślinność synantropijna – stwierdzono obecność 32 gatunków roślin tego typu roślinności, wśród których najczęściej spotykane były: przytulia czepna (*Galium aparine*), kuklik pospolity (*Geum urbanum*) oraz mniszek lekarski (*Taraxacum officinale* coll.). Druga pod względem liczby zidentyfikowanych gatunków była roślinność leśna. Spośród 25 opisanych gatunków, 7 występowało na ponad połowie zdjęć fitosocjologicznych. Są to: pokrzywa zwyczajna (*Urtica dioica*), ziarnopłon wiosenny (*Ficaria verna*), jeżyna popielica (*Rubus caesius*), czosnaczek pospolity (*Alliaria petiolata*), niecierpek drobnokwiatowy (*Impatiens parviflora*), chmiel zwyczajny (*Humulus lupulus*) i tojeść rozesłana (*Lysimachia nummularia*). Często notowana była również roślinność szuwarowa – stwierdzono występowanie 21 gatunków, wśród których najczęściej notowana (71 zdjęć fitosocjologicznych) była mozga trzcinowata (*Phalaris arundinacea*). Roślinność łąkowa była niemal równie liczna – zidentyfikowano 20 gatunków, wśród których najczęściej spotykane były: bluszcz kurdybanek (*Glechoma hederacea*) i wiechlina łąkowa (*Poa pratensis*), opisane odpowiednio na 125 oraz 89 zdjęciach fitosocjologicznych. Stwierdzono występowanie 11 gatunków roślinności ruderalnej. Najczęściej zidentyfikowanym z nich był łośnian większy (*Arctium lappa*) obecny na 57 zdjęciach fitosocjologicznych, a drugi pod względem częstości występowania oset kędzierzawy (*Carduus crispus*) był opisany na 18 stanowiskach. Pozostałe gatunki występowały rzadziej (poniżej 10% badanych stanowisk) lub nawet jedynie na pojedynczych zdjęciach fitosocjologicznych. Opisano również 8 gatunków roślinności zaroślowej, z których najczęściej (102 stanowiska) obserwowano nawłoc późną (*Solidago gigantea*). Licznie notowany był również kielisznik zaroślowy (*Calystegia sepium*) oraz kolczurka kłapowana (*Echinocystis lobata*). Pozostałe gatunki obecne były sporadycznie (9, 3, 2 lub pojedyncze stanowiska).

W Tabeli 6 zestawiono liczbę oznaczonych na badanym terenie gatunków należących do poszczególnych typów roślinności – zarówno w poszczególnych warstwach, jak i sumarycznie. Zamieszczono również informację o udziale procentowym każdego z nich w całkowitej liczbie stwierdzonych gatunków. Dane o liczbie średniej liczbie gatunków poszczególnych typów roślinności w poszczególnych transektach i na kolejnych pozycjach w transekcie są również zwizualizowane na Rysunek 22 i Rysunek 23, a udział procentowy ilustruje Rysunek 24.

Tabela 6. Liczba gatunków i udział procentowy poszczególnych typów roślinności we florze badanego obszaru

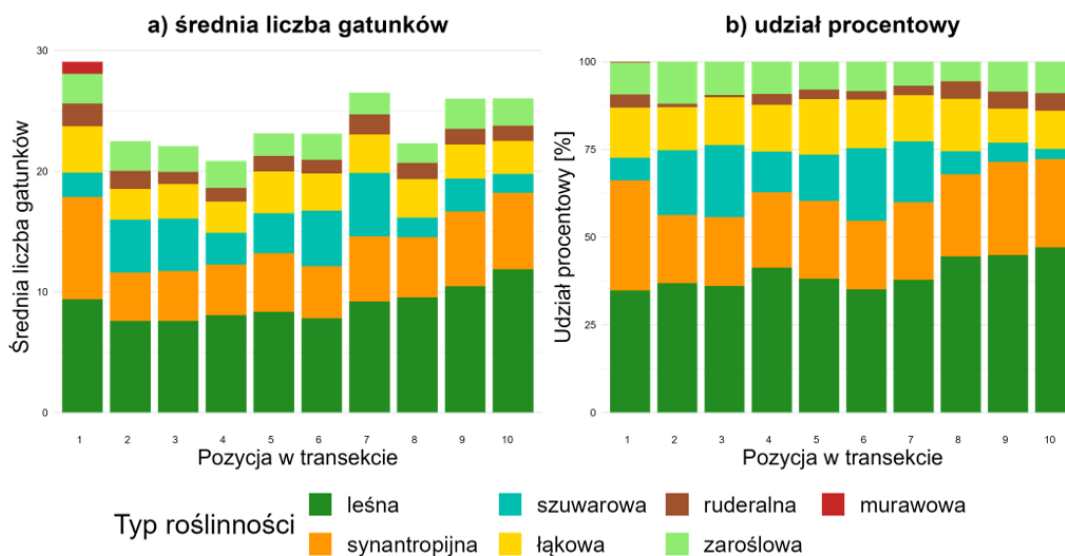
Typ roślinności	Warstwa roślinności			Sumaryczna liczba gatunków	Udział procentowy [%]	Średnia liczba gatunków na zdjęciu fytosocjologicznym
	A	B	C			
leśna	11	18	25	44	29,53	8,99
synantropijna	6	7	32	39	26,17	5,29
szuwarowa	0	2	21	23	15,44	2,72
łąkowa	0	0	20	20	13,42	2,98
ruderalna	0	1	11	12	8,05	0,72
zaroślowa	1	2	8	10	6,71	1,95
murawowa			1	1	0,67	0,01
Suma w warstwach	18	30	118			

Średnia liczba gatunków poszczególnych typów roślinności



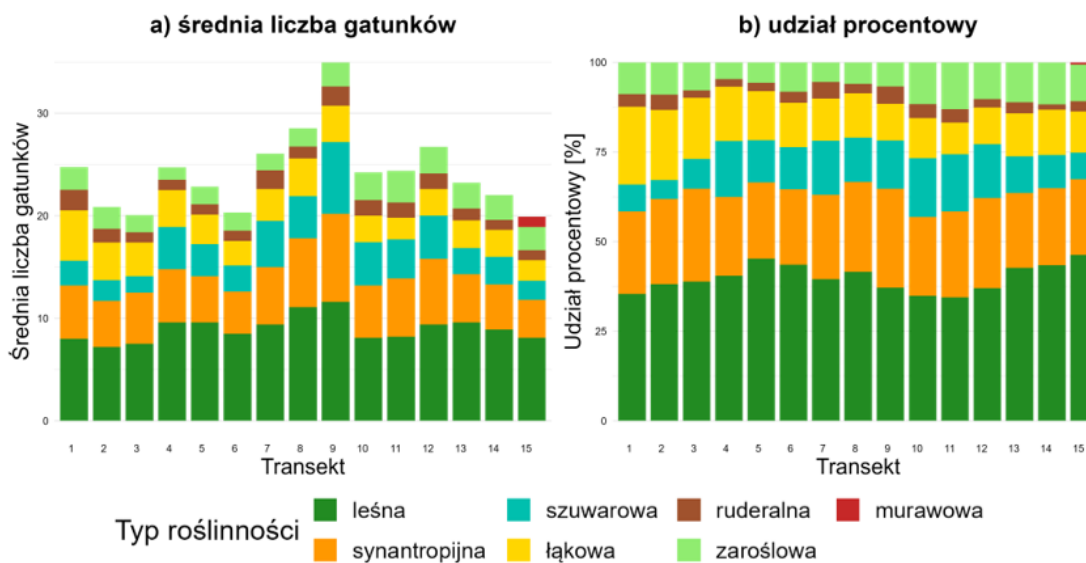
Rysunek 22. Średnia liczba gatunków poszczególnych typów roślinności na badanym obszarze

Występowanie gatunków roślin w poszczególnych typach roślinności na kolejnych pozycjach w transekcie



Rysunek 23. Średnia liczba gatunków poszczególnych typów roślinności oraz ich udział na kolejnych pozycjach w transekcie

Występowanie gatunków roślin w poszczególnych typach roślinności w transektach



Rysunek 24. Średnia liczba gatunków poszczególnych typów roślinności oraz ich udział w transektach

W poniższych opisach składu florystycznego gatunki roślin należące do poszczególnych typów roślinności wymieniane są w kolejności od najliczniej reprezentowanych, a w przypadku takiej samej liczby wystąpień – alfabetycznie.

Roślinność leśna

Analiza zdjęć fitosocjologicznych badanego terenu wykazała, że dominującym typem roślinności są rośliny leśne. Średnio na jednym stanowisku występowało ich prawie 9 gatunków, co stanowi niemal 40% roślinności średnio występującej na poletku, która wynosi 22,65 gatunku. W przypadku gatunków leśnych zaobserwowano silnie istotne zróżnicowanie w średniej liczbie gatunków zarówno w zależności od pozycji w transekcji ($p = 0,000002$), jak i pomiędzy transektami ($p = 0,002285$), co może wskazywać na wpływ gradientu środowiskowego lub zróżnicowanej presji antropogenicznej. Średnia liczba gatunków w poszczególnych transektach wynosiła od 7,2 do 11,6. Na południe od Mostu Siekierkowskiego notowano średnio od 8,1 do 9,6 gatunku roślinności leśnej na zdjęcie fitosocjologiczne. Z kolei po północnej stronie mostu odnotowano większe rozbieżności – od 7,2 do 11,6 gatunku. Dwa transekty, dla których średnia liczba roślin leśnych była największa, to transekty o ogólnym największym bogactwie florystycznym. W transektach na południe od mostu, o mniejszej antropopresji, stwierdzono trzech obecność gatunków zgodnych z siedliskiem, których nie odnotowano na północ od mostu. Są to: topola czarna (*Populus nigra*), trzmielina pospolita (*Euonymus europaeus*) czy gorczycznik pospolity (*Barbarea vulgaris*). Z kolei na terenach, na których oddziaływanie człowieka jest większe stwierdzono obecność 12 gatunków niezgodnych z siedliskiem, których nie było na stanowiskach położonych na południe od Mostu Siekierkowskiego. Są to: powojnik pnący (*Clematis vitalba*), klon pospolity (*Acer platanoides*), rdestówka zaroślowa (*Fallopia dumetorum*), topola osika (*Populus tremula*), fiołek wonny (*Viola odorata*), lipa drobnolistna (*Tilia cordata*), niezapominajka błotna (*Myosotis palustris*), buk zwyczajny (*Fagus sylvatica*), czosnek niedźwiedzi (*Allium ursinum*), dąb szypułkowy (*Quercus robur*), leszczyna pospolita (*Corylus avellana*) i sałatnik leśny (*Mycelis muralis*). Większą średnią liczbę gatunków leśnych obserwowano na stanowiskach zlokalizowanych tuż przy rzece (9,4) oraz tuż przy drodze (11,87), skąd stopniowo liczba ta malała w kierunku środka lasu. Średnio w środkowej części lasu notowano około 8 gatunków leśnych na stanowisku.

Najczęściej notowana była pokrzywa zwyczajna (*Urtica dioica*) – była obecna na każdym zdjęciu fitosocjologicznym. Z roślin zielnych równie często notowano obecność ziarnopłonu wiosennego (*Ficaria verna*) – na 140 stanowiskach. Najliczniej występującym z drzew była wierzba biała (*Salix alba*) notowana w obrębie 131 stanowisk, a z krzewów – jeżyna popielica (*Rubus caesius*) obecna

na 116 stanowiskach. Na ponad połowie poletek zidentyfikowano jeszcze cztery gatunki: czosnaczek pospolity (*Alliaria petiolata*) – 100 stanowisk, niecierpek drobnokwiatowy (*Impatiens parviflora*) – 93 stanowiska, chmiel zwyczajny (*Humulus lupulus*) – 86 stanowisk i tojeść rozestłana (*Lysimachia nummularia*) – 76 stanowisk. Licznie (34-62 zdjęcia fitosocjologiczne) notowano również następujące gatunki: topola szara (*Populus ×canescens*), trzcinnik leśny (*Calamagrostis arundinacea*), podagrycznik pospolity (*Aegopodium podagraria*), wiąz pospolity (*Ulmus minor*) oraz wierzba krucha (*Salix fragilis*). Pozostałe gatunki notowano rzadziej (11-28 stanowisk): wyżpin jagodowy (*Silene baccifera*), świerząbek gajowy (*Chaerophyllum temulum*), śliwa tarnina (*Prunus spinosa*), trędownik bulwiasty (*Scrophularia nodosa*), porzeczka czerwona (*Ribes spicatum*), wierzba szara (*Salix cinerea*), psianka słodkogórz (*Solanum dulcamara*), tojeść pospolita (*Lysimachia vulgaris*) oraz powojnik pnący (*Clematis vitalba*). Dokładnie połowa (22) gatunków leśnych, które były obecne na badanym terenie występowała na mniej niż 10 zdjęciach fitosocjologicznych. Wśród nich znalazły się: bluszcz pospolity (*Hedera helix*), jesion wyniosły (*Fraxinus excelsior*), klon pospolity (*Acer platanoides*), kalina koralowa (*Viburnum opulus*), rdestówka zaroślowa (*Fallopia dumetorum*), trzmielina pospolita (*Euonymus europaeus*), fiołek wonny (*Viola odorata*), klon srebrzysty (*Acer saccharinum*), topola osika (*Populus tremula*), gwiazdnica gajowa (*Stellaria nemorum*), topola czarna (*Populus nigra*), dzięgiel leśny (*Angelica sylvestris*), lipa drobnolistna (*Tilia cordata*), nerecznica samcza (*Dryopteris filix-mas*) i niezapominajka błotna (*Myosotis palustris*). Najrzadziej notowane były (jedno zdjęcie fitosocjologiczne): buk zwyczajny (*Fagus sylvatica*), czosnek niedźwiedzi (*Allium ursinum*), dąb szypułkowy (*Quercus robur*), dereń świdwa (*Cornus sanguinea*), gorczycznik pospolity (*Barbarea vulgaris*), leszczyna pospolita (*Corylus avellana*) oraz sałatnik leśny (*Mycelis muralis*).

Roślinność synantropijna

Roślinność synantropijna była stosunkowo licznie reprezentowana – średnio 5,29 gatunku na stanowisko. W stosunku do ogólnej średniej liczby gatunków na poletko, jest to niemal 1/4 roślinności opisanej na pojedynczym zdjęciu fitosocjologicznym (23,36%). Może to świadczyć o pewnym stopniu antropopresji i/lub przekształcenia siedliska. Dla roślinności synantropijnej odnotowano istotne statystycznie zróżnicowanie w średniej liczbie gatunków w zależności od pozycji w transekcie ($p = 0,000003$) oraz pomiędzy transektami ($p = 0,003843$).

Silna istotność zróżnicowania w średniej liczbie gatunków towarzyszących człowiekowi koreluje z intensywnością oddziaływań antropogenicznych – najwięcej jest ich przy rzece (średnio 8,47 gatunku). Na stanowiskach przy drodze średnio notowano ok 6,3 gatunku, natomiast w środkowej części lasu było to już około 4,5 gatunku. W przypadku transektów zauważano różnice w liczbie gatunków synantropijnych w obszarach, w których człowiek był obecny. Na stanowiskach położonych na północ od mostu odnotowano średnio 5,5 gatunku, a po jego południowej stronie – 5 gatunków. Najczęściej obserwowanym gatunkiem spośród roślin synantropijnych był klon jesionolistny (*Acer negundo*). Występował na całym badanym obszarze, czyli na wszystkich 150 zdjęciach fitosocjologicznych. Niemal równie licznie występowała przytulia czepna (*Galium aparine*), która swoim zasięgiem obejmowała 148 poletek. Rzadziej, choć wciąż licznie spotykanym gatunkiem był kuklik pospolity (*Geum urbanum*), notowany na 100 stanowiskach. Często obserwowano również obecność mniszka lekarskiego (*Taraxacum officinale* coll.), który występował na 86 poletkach. Na około 1/3 badanego obszaru obserwowano dwa następujące gatunki synantropijne: przetacznik bluszczykowy (*Veronica hederifolia*) zajmujący dokładnie 54 stanowiska oraz szczaw tępolistny (*Rumex obtusifolius*) obecny na 46 stanowiskach. Na 36 stanowiskach odnotowano obecność rdestówki powojowej (*Fallopia convolvulus*). Pozostałe gatunki spotykano już rzadziej, obejmowały one poniżej 15% analizowanych zdjęć fitosocjologicznych. Rdest płamisty (*Polygonum persicaria*) stwierdzono na 19 stanowiskach, glistnik jaskółcze ziele (*Chelidonium majus*) został opisany na 16 poletkach, rdest ptasi (*Polygonum aviculare*) na 15, a babka zwyczajna (*Plantago major*) na 12. Ta roślina często notowana była w pobliżu ścieżek wydeptanych przez człowieka. Jaskier rozłogowy (*Ranunculus repens*) został opisany na 11 stanowiskach, a jasnota biała (*Lamium album*) na 10. Szczaw polny (*Rumex acetosella*), również oznaczony na 10 stanowiskach, najczęściej obserwowany był na stanowiskach położonych najbliżej brzegu rzeki. Występowanie przymiotna białego (*Erigeron annuus*) stwierdzono na dziewięciu stanowiskach. Konyza kanadyjska (*Coryza canadensis*) i wiechlina roczna (*Poa annua*) obserwowane były na ośmiu stanowiskach. Konyza kanadyjska występowała głównie na stanowiskach tuż przy brzegu rzeki, natomiast wiechlina roczna – tylko i wyłącznie na stanowiskach przy brzegu rzeki. Gwiazdnica pospolita (*Stellaria media*) została stwierdzona na sześciu stanowiskach. Robinia akacyjowa (*Robinia pseudoacacia*), stokłosa płonna (*Bromus sterilis*) i szczaw kędzierzawy (*Rumex crispus*) zostały opisane na pięciu stanowiskach. Grusza pospolita (*Pyrus communis*), jabłoń dzika

(*Malus sylvestris*) oraz jasnota purpurowa (*Lamium purpureum*) były obecne na czterech stanowiskach, a śliwa wiśniowa (*Prunus cerasifera*) na trzech. Siedem gatunków synantropijnych oznaczono na dwóch stanowiskach. Były to: morwa biała (*Morus alba*), orzech włoski (*Juglans regia*), perz właściwy (*Elymus repens*), pszonak drobnokwiatowy (*Erysimum cheiranthoides*), szczawik żółty (*Oxalis fontana*), wilczomlecz lancetowaty (*Euphorbia esula*) oraz wyka czteronasienna (*Vicia tetrasperma*). Na pojedynczych zdjęciach fitosocjologicznych zidentyfikowano kolejne 7 gatunków synantropijnych, do których należą: pępawa błotna (*Crepis paludosa*), powój polny (*Convolvulus arvensis*), poziewnik miękkowłosy (*Galeopsis pubescens*), rozspunka warzywna (*Valerianella locusta*), sałata kompasowa (*Lactuca serriola*), wyka drobnokwiatowa (*Vicia hirsuta*) oraz żóltlica drobnokwiatowa (*Galinsoga parviflora*). 22 gatunki oznaczonych w badaniach roślin synantropijnych to taksony rodzime, 7 gatunków to archeofity, a 10 gatunków to kenofity, z czego siedem to gatunki inwazyjne. Wśród nich duże znaczenie dla bioróżnorodności badanego obszaru ma klon jesionolistny, który został oznaczony na całym badanym obszarze.

Roślinność łąkowa

W przypadku roślinności łąkowej wykazano istotne statystycznie różnice w średniej liczbie gatunków pomiędzy transektami ($p = 0,000504$). Nie wykazano natomiast takiej prawidłowości w zależności od pozycji w transekcji. Średnia liczba gatunków łąkowych na zdjęciu fitosocjologicznym to 2,98. Na transektach położonych na północ od Mostu Siekierkowskiego stwierdzano większą liczbę gatunków tego typu roślinności (od 2,4 do 4,9; średnio 3,34 gatunku) w porównaniu do transektów na południe od mostu (od 2 do 2,7; średnio 2,43 gatunku). Prawdopodobnie wynika to z większego oddziaływania człowieka na terenach na północ od mostu.

Największą liczbę stanowisk, spośród roślin łąkowych, zajmował bluszcz kurdybanek (*Glechoma hederacea*) będący gatunkiem zgodnym z badanym typem siedliska – stwierdzono go na 125 poletkach. Licznie występowały również: wiechlina łąkowa (*Poa pratensis*) – 89 stanowisk, trybula leśna (*Anthriscus sylvestris*) – 54, mietlica rozłogowa (*Agrostis stolonifera*) – 53 oraz drugi zgodny z badanym siedliskiem gatunek – żywokost lekarski (*Symphytum officinale*) stwierdzony 46 stanowiskach. Śmiełek darniowy (*Deschampsia cespitosa*) został opisany na 22 zdjęciach fitosocjologicznych. Pozostałe 14 gatunków odnotowano na 10 lub mniejszej licznie stanowisk: kostrzewa trzciniowata (*Festuca arundinacea*) i ostrożeń polny (*Cirsium arvense*) zostały opisane

na 10 stanowiskach, ostrożeń warzywny (*Cirsium oleraceum*) na 9, jaskier ostry (*Ranunculus acris*) na 7, dziurawiec skrzydełkowany (*Hypericum tetrapterum*) i pięciornik rozłogowy (*Potentilla reptans*) na 4, kupkówka pospolita (*Dactylis glomerata*) i życica trwała (*Lolium perenne*) na 3, szczaw zwyczajny (*Rumex acetosa*) i wyczyniec łąkowy (*Alopecurus pratensis*) na 2, a bodziszek łąkowy (*Geranium pratense*), czosnek zielonawy (*Allium oleraceum*), groszek łąkowy (*Lathyrus pratensis*) i wyczyniec kolankowy (*Alopecurus geniculatus*) zajmowały pojedyncze stanowiska w ramach badanego obszaru.

Roślinność szuwarowa

W przypadku roślinności charakterystycznej dla szuwarów istotne zróżnicowanie dotyczyło wyłącznie średniej liczby gatunków w pozycji w transekcie ($p = 0,000118$), co może wynikać ze zmian w wilgotności gleby i przekształceniu terenu przez człowieka. Średnio oznaczano 2,72 gatunku roślinności szuwarowej na stanowisko. Więcej gatunków tego typu roślinności notowano w środkowych częściach lasu – od 2,27 do 4,6 gatunku. Bezpośrednio przy rzece oraz na stanowiskach usytuowanych przy drodze było to od 0,73 (bezpośrednio przy drodze) do 1,73 (bezpośrednio przy rzece).

Dwa najczęściej notowane gatunki szuwarowe to mozga trzcinowata (*Phalaris arundinacea*) zajmująca 71 stanowisk i przytulia błotna (*Galium palustre*) występująca na 61 poletkach. Licznie spotykany był również inwazyjny kenofit – uczepek amerykański (*Bidens frondosa*), którego obecność odnotowano na 47 zdjęciach fitosocjologicznych. Czyściec błotny (*Stachys palustris*) został opisany na 40 stanowiskach, tarczycza pospolita (*Scutellaria galericulata*) na 32, rzeżucha bagienna (*Cardamine dentata*) na 31, a kosaciec żółty (*Iris pseudoacorus*) na 28. Rzadziej niż obcy gatunek z rodzaju *Bidens* spp. występował rodzimy uczepek trójlistkowy (*Bidens tripartita*) – zidentyfikowany został na 15 zdjęciach fitosocjologicznych. Mięta nadwodna (*Mentha aquatica*) i turzyca błotna (*Carex acutiformis*) zajmowały po 11 stanowisk. Rzepicha ziemnowodna (*Rorippa amphibia*) i turzyca brzegowa (*Carex riparia*) zostały opisane na 9 stanowiskach. Przetacznik bobownik (*Veronica anagallis-aquatica*) i wiechlina błotna (*Poa palustris*) zostały stwierdzone na 7 stanowiskach. Tojeść bukietową (*Lysimachia thyrsoflora*) i trzcinę pospolitą (*Phragmites australis*) oznaczono na 6 poletkach. Wierzba wiciowa (*Salix viminalis*) została opisana na 5 stanowiskach, kropidło wodne (*Oenanthe aquatica*) na 4, karbieniec pospolity (*Lycopus europaeus*) na 3, turzyca zastrzona (*Carex gracilis*) na 2, a czeremcha zwyczajna (*Padus avium*), potocznik wąskolistny (*Berula erecta*) oraz

żabieniec babka wodna (*Alisma plantago-aquatica*) zostały stwierdzone na pojedynczych poletkach. Poza wspomnianym wyżej gatunkiem inwazyjnym, opisane rośliny szuwarowe to gatunki rodzime dla flory Polski.

Roślinność zaroślowa

Analiza statystyczna wykazała istotne zróżnicowanie w średniej liczbie gatunków zaroślowych na zdjęciach fitosocjologicznych w zależności od pozycji w transekcje ($p = 0,036238$) oraz pomiędzy transektami ($p = 0,000010$). Średnio na jednym stanowisku obecne były prawie 2 gatunki zaroślowe (1,95). Liczba roślin zaroślowych była większa przy rzece (2,47 gatunku) w porównaniu do stanowisk zlokalizowanych w sąsiedztwie drogi (ok. 2 gatunki) oraz wewnątrz lasu, gdzie liczba tych gatunków była najmniejsza (ok. 1,8 gatunku). W przypadku transektów liczba roślin typowych dla zarośli była większa na stanowiskach położonych na południe od mostu Siekierkowskiego (średnio 2,52 gatunku), niż w przypadku stanowisk po jego północnej stronie (średnio 1,57 gatunku), co przypuszczalnie wynika z mniejszej antropopresji w tamtym obszarze.

Gatunkiem zaroślowym najliczniej występującym na badanym obszarze była nawłóć późna (*Solidago gigantea*) oznaczona na 102 zdjęciach fitosocjologicznych. Drugi pod względem liczebności był kielisznik zaroślowy (*Calystegia sepium*) – ten zgodny dla badanego siedliska gatunek został opisany na 66 stanowiskach. Licznie występowały też: kolczurka klapowana (*Echinocystis lobata*) zajmująca 56 stanowisk oraz bez czarny (*Sambucus nigra*) stwierdzony na 46 stanowiskach. Pozostałe gatunki występowały sporadycznie. Jasnota plamista (*Lamium maculatum*) zajmowała 9 stanowisk, głóg jednoszyjkowy (*Crataegus monogyna*) – 6, kozłek lekarski (*Valeriana officinalis*) – 3, kaniańka pospolita (*Cuscuta europaea*) – 2, zaś kaniańka wielka (*Cuscuta lupuliformis*) i kościenica wodna (*Myosoton aquaticum*) po jednym. Poza dwoma inwazyjnymi kenofitami (nawłóć późna i kolczurka klapowana) występujące na danym terenie rośliny zaroślowe to taksony rodzime.

Roślinność ruderalna

Roślinność ruderalna stanowiła niewielką część flory, osiągając średnio 0,72 gatunku na stanowisko. W przypadku gatunków tego typu roślinności nie stwierdzono istotnych statystycznie różnic w średniej liczbie gatunków pomiędzy transektami, podczas gdy pozycja w transekcji wykazała silną istotność ($p = 0,000301$). Większą liczbę gatunków ruderalnych odnotowano w lokalizacjach przy drodze oraz przy rzece, czyli tam, gdzie

oddziałuje silniejsza antropopresja – stwierdzano około 1-1,2 gatunku na zdjęcie fitosocjologiczne. Roślinność ruderalna w środku lasu występowała sporadycznie (średnio 0,2-0,6 gatunku). Żaden spośród zidentyfikowanych gatunków nie jest zgodny z analizowanym siedliskiem.

Najczęściej występującym gatunkiem ruderalnym był łopian większy (*Arctium lappa*), który został oznaczony na 57 zdjęciach fitosocjologicznych. Kolejne, co do liczby zajmowanych stanowisk gatunki były opisywane już rzadziej. Oset kędzierzawy (*Carduus crispus*) został opisany na 18 stanowiskach, a winobluszcz zaroślowy (*Parthenocissus inserta*) na 11. Pozostałe gatunki stwierdzano jeszcze rzadziej. Bylica pospolita (*Artemisia vulgaris*) i chrzan pospolity (*Armoracia rusticana*) zostały opisane na 5 poletkach. Róża dzika (*Rosa canina*) i stulisz Loesela (*Sisymbrium loeselii*) zostały stwierdzone na trzech stanowiskach, a mierznica czarna (*Ballota nigra*) – na dwóch. Pozostałe gatunki, czyli łoboda oszczepowata (*Atriplex prostrata*), pyleniec pospolity (*Berteroa incana*), rzepień pospolity (*Xanthium strumarium*) i wierzbownica czworoboczna (*Epilobium adnatum*) zajmowały jedynie pojedyncze stanowiska.

Roślinność murawowa

Roślinność murawowa występowała bardzo rzadko. Zidentyfikowano jeden gatunek na pojedynczym zdjęciu fitosocjologicznym – była to rutewka mniejsza (*Thalictrum minus*). Udział tego typu roślinności to zaledwie 0,01 gatunku na stanowisko, co sugeruje jej marginalny udział we florze badanego terenu. Z tego powodu testy statystyczne nie wykazały istotnych statystycznie różnic.

Podsumowanie

Dane te wskazują, że największy udział w składzie gatunkowym stanowią gatunki leśne. Istotną rolę we florze badanego obszaru odgrywają również gatunki synantropijne. Rośliny łąkowe odgrywają mniejsze znaczenie w składzie gatunkowym na badanym obszarze, podobnie roślinność szuwarowa. Roślinność zaroślowa nie jest reprezentowana przez dużą liczbę gatunków na badanym terenie, lecz może mieć istotne znaczenie na przekształcenie badanego stanowiska, ponieważ dwa licznie występujące gatunki to gatunki inwazyjne. Roślinność ruderalna ma ograniczone znaczenie w strukturze fitosocjologicznej badanego terenu, a roślinność murawowa – marginalne.

5.1.5. Analiza składu gatunkowego uwzględniająca pochodzenie roślin

Na badanym terenie zidentyfikowano 119 gatunków rodzimych, co stanowi prawie 80% wszystkich oznaczonych gatunków roślin. Oznaczono 29 gatunków obcych, czyli antropofitów – 10 z nich to archeofity, a 19 – kenofity. 13 gatunków spośród oznaczonych kenofitów to jednocześnie gatunki inwazyjne. Oznaczono również jeden gatunek o niepewnym statusie we florze Polski – fiołek wonny (*Viola odorata*). Być może jest on antropofitem (Mirek i in., 2020), reliktem upraw (Celka 1999; Celka 2005).

W warstwie A oznaczono 13 gatunków rodzimych. 3 najliczniej występujące gatunki to taksony charakterystyczne dla łągów wierzbowo-topolowych: wierzba biała (*Salix alba*), topola szara (*Populus ×canescens*) i wierzba krucha (*Salix fragilis*). Pozostałe gatunki rodzime występowały sporadycznie, na 9 lub mniejszej liczbie stanowisk. Zaliczają się do nich: wiąz pospolity (*Ulmus minor*), jesion wyniosły (*Fraxinus excelsior*), bez czarny (*Sambucus nigra*), klon pospolity (*Acer platanoides*), topola czarna (*Populus nigra*), topola osika (*Populus tremula*), śliwa tarnina (*Prunus spinosa*), buk zwyczajny (*Fagus sylvatica*), dąb szypułkowy (*Quercus robur*) oraz jabłoń dzika (*Malus sylvestris*). Pozostałe 5 gatunków to kenofity. Największą liczbę poletek zajmował klon jesionolistny (*Acer negundo*) – 120. Występowanie pozostałych gatunków było marginalne. Grusza pospolita (*Pyrus communis*) i robinia akacjowa (*Robinia pseudoacacia*) zostały opisane na dwóch zdjęciach fitosocjologicznych, a orzech włoski (*Juglans regia*) i śliwa wiśniowa (*Prunus cerasifera*) występowały jedynie na pojedynczych stanowiskach.

Warstwa B złożona była z 23 taksonów rodzimych dla polskiej roślinności oraz 7 kenofitów. W przypadku gatunków zawleczonych, podobnie jak w warstwie A dominował klon jesionolistny (*Acer negundo*), który był obecny niemal na całym obszarze (149 stanowisk). Pozostałe gatunki występowały na pięciu lub mniejszej licznie stanowisk. Do gatunków tych należały: robinia akacjowa (*Robinia pseudoacacia*), klon srebrzysty (*Acer saccharinum*), śliwa wiśniowa (*Prunus cerasifera*), grusza pospolita (*Pyrus communis*), morwa biała (*Morus alba*) i orzech włoski (*Juglans regia*). Najliczniejszymi z gatunków rodzimych były: bez czarny (*Sambucus nigra*) – 46 stanowisk oraz wiąz pospolity (*Ulmus minor*) – 30 stanowisk. Wymienione poniżej 5 gatunków odnotowano na kilkunastu stanowiskach: śliwa tarnina (*Prunus spinosa*), wierzba biała (*Salix alba*), porzeczka czerwona (*Ribes spicatum*), wierzba szara (*Salix cinerea*) i topola szara (*Populus ×canescens*). Pozostałe gatunki

notowano sporadycznie. Klon pospolity (*Acer platanoides*) stwierdzono na 8 zdjęciach fitosocjologicznych; głóg jednoszyjkowy (*Crataegus monogyna*), jesion wyniosły (*Fraxinus excelsior*) i wierzba krucha (*Salix fragilis*) zajmowały po 6 stanowisk; kalina koralowa (*Viburnum opulus*), trzmielina pospolita (*Euonymus europaeus*) i wierzba wiciowa (*Salix viminalis*) występowały na 5 poletkach; jabłoń dziką (*Malus sylvestris*) i różę dziką (*Rosa canina*) opisano na 3 zdjęciach fitosocjologicznych; lipa drobnolistna (*Tilia cordata*) i topola osika (*Populus tremula*) zidentyfikowane zostały na dwóch stanowiskach, a buk zwyczajny (*Fagus sylvatica*), czeremcha zwyczajna (*Padus avium*), dąb szypułkowy (*Quercus robur*), dereń świdwa (*Cornus sanguinea*) oraz leszczyna pospolita (*Corylus avellana*) znajdowały się jedynie na pojedynczych poletkach badawczych.

W warstwie roślin zielnych oznaczono 95 gatunków rodzimych, 12 kenofitów oraz 10 archeofitów. Na czterech stanowiskach stwierdzono również występowanie, wspomnianego już wyżej, jednego gatunku o niepewnym statusie w polskiej florze – fiołka wonnego (*Viola odorata*).

Najliczniej występujące gatunki rodzime to: pokrzywa zwyczajna (*Urtica dioica*), przytulia czepna (*Galium aparine*), ziarnopłon wiosenny (*Ficaria verna*), bluszcz kurdybanek (*Glechoma hederacea*), jeżyna popielica (*Rubus caesius*), czosnaczek pospolity (*Alliaria petiolata*) i kuklik pospolity (*Geum urbanum*). Każdy z nich został stwierdzony na przynajmniej 100 stanowiskach. Szczegółowe informacje na temat częstości występowania pozostałych gatunków rodzimych zielnych zostaną opisane w dalszej części tego rozdziału.

10 gatunków spośród opisanych w warstwie roślin zielnych kenofitów to gatunki inwazyjne. Najliczniej oznaczano nawłóć późną (*Solidago gigantea*) oraz niecierpka drobnokwiatowego (*Impatiens parviflora*). Około 1/3 stanowisk zajmowanych było przez kolczurkę klapowaną (*Echinocystis lobata*) oraz uczep amerykański (*Bidens frondosa*). Do rzadziej notowanych gatunków należą: powojnik pnący (*Clematis vitalba*), winobluszcz zaroślowy (*Parthenocissus inserta*), przymiotno białe (*Erigeron annuus*), konyza kanadyjska (*Conyza canadensis*), szczawik żółty (*Oxalis fontana*) i żóltlica drobnokwiatowa (*Galinsoga parviflora*). Pozostałe dwa gatunki kenofitów, niebędące gatunkami inwazyjnymi, to występujące sporadycznie: stulisz Loesela (*Sisymbrium loeselii*) zajmujący 3 stanowiska oraz rzepień pospolity (*Xanthium strumarium*) znaleziony na jednym zdjęciu fitosocjologicznym. Spośród 10 gatunków

archofitów najliczniej spotykana była rdestówka powojowata (*Fallopia convolvulus*) – była opisana na 36 zdjęciach fitosocjologicznych. Druga pod względem liczby zajmowanych stanowisk była jasnota biała (*Lamium album*) stwierdzona na 10 poletkach badawczych. Pozostałe gatunki występowały na 5 lub mniejszej liczbie stanowisk. Do gatunków tych należą: chrzan pospolity (*Armoracia rusticana*), stokłosa płonna (*Bromus sterilis*), jasnota purpurowa (*Lamium purpureum*), mierznicza czarna (*Ballota nigra*), wyka czteronasienna (*Vicia tetrasperma*), rozspunka warzywna (*Valerianella locusta*), sałata kompasowa (*Lactuca serriola*) i wyka drobnokwiatowa (*Vicia hirsuta*).

Liczebność gatunków o poszczególnym pochodzeniu oraz ich udział we florze analizowanego terenu badawczego przedstawiono w Tabeli 7. Wizualnie dane dotyczące liczebności gatunków rodzimych i obcych we florze badanego obszaru przedstawia Rysunek 25. Ilustruje on również udział gatunków roślin z podziałem na pochodzenie.

Tabela 7. Liczebność i udział gatunków o poszczególnym pochodzeniu we florze badanego obszaru

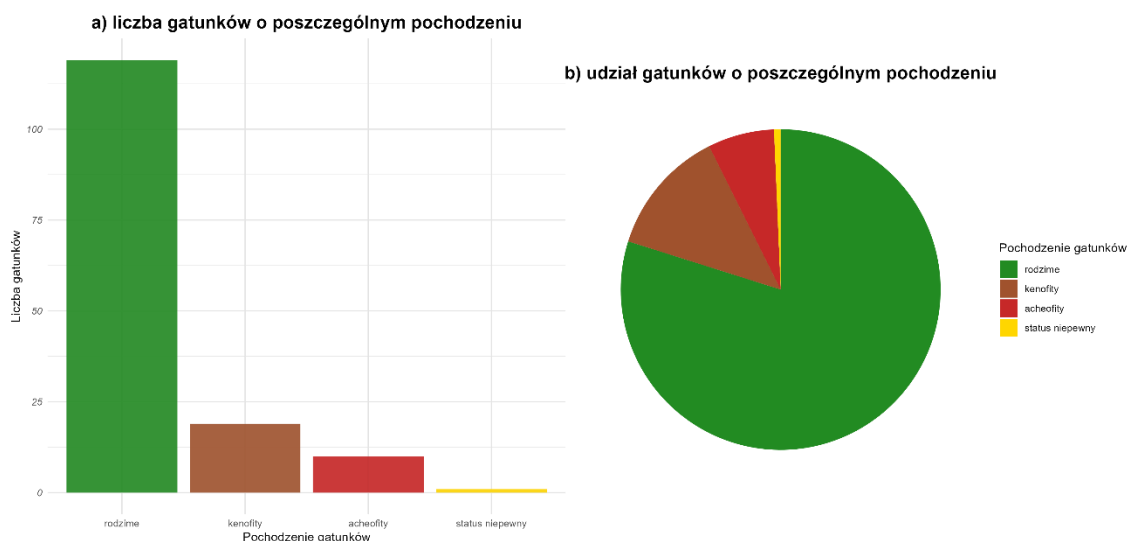
Pochodzenie gatunków	Warstwa roślinności			Sumaryczna liczba gatunków	Udział procentowy [%]	Średnia liczba gatunków na zdjęciu fitosocjologicznym
	A	B	C			
rodzime	13	23	95	119	79,87	18,75
kenofity	5	7	12	19	12,75	3,43 (z czego średnia liczba gatunków inwazyjnych to 3,31)
archofity			10	10	6,71	0,45
takson o niepewnym statusie we florze Polski			1	1	0,67	0,027
Suma w warstwach	18	30	118			

Obliczone wskaźniki udziału gatunków obcych we florze badanego terenu przyjęły wartości:

a) wskaźnik antropofityzacji: $W_{An} = \frac{29}{149} = 19,46\%$

b) wskaźnik kenofityzacji: $W_{Kn} = \frac{19}{149} = 12,75\%$

Analiza składu gatunkowego według pochodzenia roślinności



Rysunek 25. Analiza składu gatunkowego według pochodzenia roślinności

Grupa roślin rodzimych była najliczniejsza – oznaczono 119 gatunków roślin. 95 z nich to rośliny zielne, a pozostałe 24 gatunki to drzewa lub krzewy. Na jednym zdjęciu fitosocjologicznym średnio występowało 18,75 gatunku. 12 taksonów rodzimych występowało licznie – oznaczono je na ponad połowie stanowisk. Pokrzywa zwyczajna (*Urtica dioica*), przytulia czepna (*Galium aparine*) i ziarnopłon wiosenny (*Ficaria verna*) były na całym lub niemal całym badanym obszarze. Stwierdzono je odpowiednio na 150, 148 i 140 zdjęciach fitosocjologicznych. Najczęściej obserwowanym drzewem była, zgodna z badanym siedliskiem, wierzba biała (*Salix alba*) obecna na 131 stanowiskach. Licznie notowane były również: bluszcz kurdybanek (*Glechoma hederacea*) – 125 poletek, jeżyna popielica (*Rubus caesius*) – 116 poletek, czosnaczek pospolity (*Alliaria petiolata*) i kuklik pospolity (*Geum urbanum*) – oba stwierdzone na 100 stanowiskach. Mniej licznie, lecz wciąż na ponad połowie stanowisk, obecne były: wiechlina łąkowa (*Poa pratensis*) – 89 stanowisk, mniszek lekarski (*Taraxacum officinale* coll.) – 86 stanowisk, chmiel zwyczajny (*Humulus lupulus*) – 83 stanowiska i tojeść rozesłana (*Lysimachia nummularia*) – 76 stanowisk. 9 gatunków opisano na ponad jednej trzeciej zdjęć a poniżej połowy stanowisk. Są to: mozga trzciniowata (*Phalaris arundinacea*), kielisznik zaroślowy (*Calystegia sepium*), topola szara (*Populus ×canescens*), trzcinnik leśny (*Calamagrostis arundinacea*), przytulia błotna (*Galium palustre*), łopian większy (*Arctium lappa*), trybula leśna (*Anthriscus sylvestris*), przetacznik bluszczowy (*Veronica hederifolia*) i mietlica rozłogowa (*Agrostis*

stolonifera). Na 46 zdjęciach fitosocjologicznych oznaczono bez czarny (*Sambucus nigra*) i żywokost lekarski (*Symphytum officinale*). Nieco rzadsze były dwa inne gatunki – szczaw tępolistny (*Rumex obtusifolius*) zasiedlający 45 stanowisk oraz czyściec błotny (*Stachys palustris*) oznaczony na 40 stanowiskach. Pozostałe 94 gatunki były oznaczane na mniej niż 1/4 zdjęć fitosocjologicznych. Przy czym jedynie 18 gatunków występowało na od 10% do 24% badanych stanowisk, 17 z nich notowano na od 5,3% do 9,3%, a pozostałe 59 (czyli niemal 50% z oznaczonych gatunków rodzimych) zajmowało mniej niż 5% stanowisk badawczych. Gatunki oznaczone na od 10% do 24% badanych stanowisk to: podagrycznik pospolity (*Aegopodium podagraria*), wiąz pospolity (*Ulmus minor*), wierzba krucha (*Salix fragilis*), tarczyca pospolita (*Scutellaria galericulata*), rzeżucha bagienna (*Cardamine dentata*), kosaciec żółty (*Iris pseudoacorus*), wyżpin jagodowy (*Silene baccifera*), świerząbek gajowy (*Chaerophyllum temulum*), śmiałek darniowy (*Deschampsia cespitosa*), rdest plamisty (*Polygonum persicaria*), śliwa tarnina (*Prunus spinosa*), oset kędzierzawy (*Carduus crispus*), glistnik jaskółcze ziele (*Chelidonium majus*), trędownik bulwiasty (*Scrophularia nodosa*), porzeczka czerwona (*Ribes spicatum*), rdest ptasi (*Polygonum aviculare*), uczepek trójlistkowy (*Bidens tripartita*) i wierzba szara (*Salix cinerea*). Gatunki oznaczone na od 5,3% do 9,3% stanowisk to: psianka słodkogórz (*Solanum dulcamara*), tojeść pospolita (*Lysimachia vulgaris*), babka zwyczajna (*Plantago major*), jaskier rozłogowy (*Ranunculus repens*), mięta nadwodna (*Mentha aquatica*), turzyca błotna (*Carex acutiformis*), kostrzewa trzcinowata (*Festuca arundinacea*), ostrożeń polny (*Cirsium arvense*), szczaw polny (*Rumex acetosella*), bluszcz pospolity (*Hedera helix*), jasnota plamista (*Lamium maculatum*), jesion wyniosły (*Fraxinus excelsior*), ostrożeń warzywny (*Cirsium oleraceum*), rzepicha ziemnowodna (*Rorippa amphibia*), turzyca brzegowa (*Carex riparia*), klon pospolity (*Acer platanoides*) i wiechlina roczna (*Poa annua*). 3 gatunki stwierdzono na 7 stanowiskach: jaskier ostry (*Ranunculus acris*), przetacznik bobownik (*Veronica anagallis-aquatica*) i wiechlina błotna (*Poa palustris*). 4 gatunki oznaczono na 6 stanowiskach: głóg jednoszyjkowy (*Crataegus monogyna*), gwiazdnica pospolita (*Stellaria media*), tojeść bukietowa (*Lysimachia thyrsoflora*) i trzcina pospolita (*Phragmites australis*). 6 gatunków występowało na 5 stanowiskach: bylica pospolita (*Artemisia vulgaris*), kalina koralowa (*Viburnum opulus*), rdestówka zaroślowa (*Fallopia dumetorum*), szczaw kędzierzawy (*Rumex crispus*), trzmielina pospolita (*Euonymus europaeus*) oraz wierzba wiciowa (*Salix viminalis*). Obecność pięciu gatunków opisano na czterech stanowiskach. Są to: dziurawiec skrzydełkowany (*Hypericum tetrapterum*),

jabłoń dzika (*Malus sylvestris*), kropidło wodne (*Oenanthe aquatica*), pięciornik rozłogowy (*Potentilla reptans*) i topola osika (*Populus tremula*). 7 gatunków oznaczono na trzech stanowiskach: gwiazdnica gajowa (*Stellaria nemorum*), karbieniec pospolity (*Lycopus europaeus*), kozłek lekarski (*Valeriana officinalis*), kupkówka pospolita (*Dactylis glomerata*), róża dzika (*Rosa canina*), topola czarna (*Populus nigra*) i życica trwała (*Lolium perenne*). 11 gatunków oznaczono na dwóch stanowiskach: dzięgiel leśny (*Angelica sylvestris*), kaniańka pospolita (*Cuscuta europaea*), lipa drobnolistna (*Tilia cordata*), nerecznica samcza (*Dryopteris filix-mas*), niezapominajka błotna (*Myosotis palustris*), perz właściwy (*Elymus repens*), pszonak drobnokwiatowy (*Erysimum cheiranthoides*), szczaw zwyczajny (*Rumex acetosa*), turzyca zastrzona (*Carex gracilis*), wilczomlecz lancetowaty (*Euphorbia esula*) oraz wyczyniec łąkowy (*Alopecurus pratensis*). Na pojedynczych stanowiskach oznaczono natomiast następujące 23 gatunki: bodziszek łąkowy (*Geranium pratense*), buk zwyczajny (*Fagus sylvatica*), czeremcha zwyczajna (*Padus avium*), czosnek niedźwiedzi (*Allium ursinum*), czosnek zielonawy (*Allium oleraceum*), dąb szypułkowy (*Quercus robur*), dereń świdwa (*Cornus sanguinea*), gorczycznik pospolity (*Barbarea vulgaris*), groszek łąkowy (*Lathyrus pratensis*), kaniańka wielka (*Cuscuta lupuliformis*), kościenica wodna (*Myosoton aquaticum*), leszczyna pospolita (*Corylus avellana*), łoboda oszczepowata (*Atriplex prostrata*), pępawa błotna (*Crepis paludosa*), potocznic wąskolistny (*Berula erecta*), powój polny (*Convolvulus arvensis*), poziewnik miękkowłosy (*Galeopsis pubescens*), pylenieć pospolity (*Berteroa incana*), rutewka mniejsza (*Thalictrum minus*), sałatnik leśny (*Mycelis muralis*), wierzbownica czworoboczna (*Epilobium adnatum*), wyczyniec kolankowy (*Alopecurus geniculatus*) oraz żabieniec babka wodna (*Alisma plantago-aquatica*). Największa liczba gatunków klasyfikowanych jest jako roślinność leśna – 40 gatunków. Na drugim miejscu, pod względem liczby gatunków, jest roślinność szuwarowa – oznaczono 22 gatunki należące do tego typu. 21 spośród opisanych gatunków to gatunki synantropijne, a 20 – rośliny łąkowe. Mniejsza liczba taksonów należała do roślinności zaroślowej – 8 gatunków i ruderalnej – 7 gatunków. Oznaczono też jeden gatunek typowy dla muraw – rutewka mniejsza (*Thalictrum minus*).

Wśród 19 oznaczonych kenofitów 12 z nich to gatunki zielne, a 7 to gatunki zaliczane do drzew lub krzewów. Średnio na jednym zdjęciu fitosocjologicznym stwierdzano 3,43 kenofitów. Najliczniej występował klon jesionolistny (*Acer negundo*) – jego obecność stwierdzono na 150 zdjęciach fitosocjologicznych. Licznie notowano też nawłoc późną

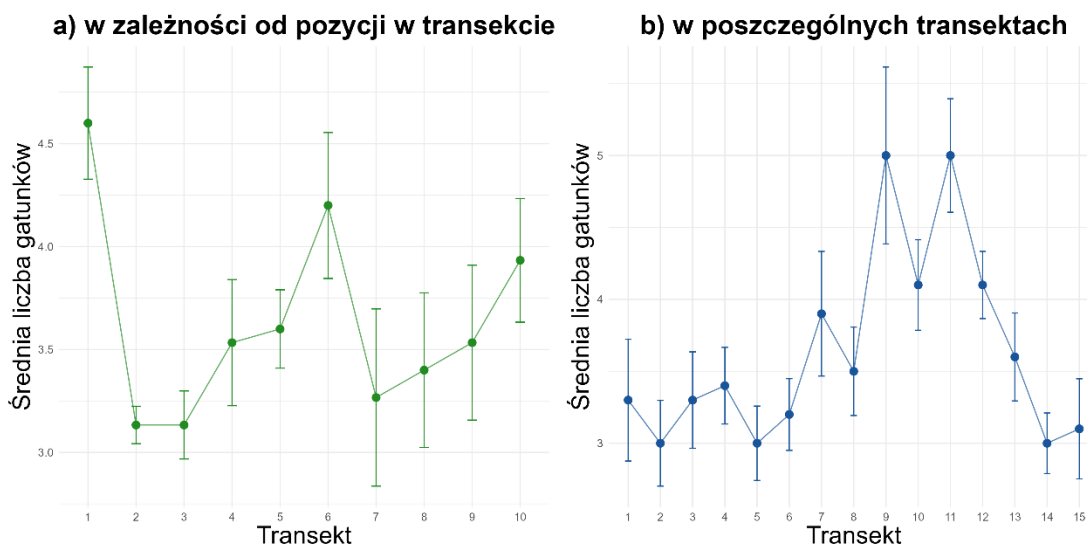
(*Solidago gigantea*) – 102 stanowiska, niecierpka drobnokwiatowego (*Impatiens parviflora*) – 93 stanowiska, koleczurkę klapowaną (*Echinocystis lobata*) – 56 stanowisk, uczepek amerykański (*Bidens frondosa*) – 47 stanowiska. Pozostałe gatunki notowane już rzadziej. Dwa gatunki pnączy – powojnik pnący (*Clematis vitalba*) oraz winobluszcz zaroślowy (*Parthenocissus inserta*) – zostały opisane na 11 poletkach badawczych. Pozostałe gatunki oznaczono na 9 lub mniejszej liczbie stanowisk. Do gatunków tych zaliczają się: przymiotno białe (*Erigeron annuus*), konyza kanadyjska (*Conyza canadensis*), robinia akacja (*Robinia pseudoacacia*), grusza pospolita (*Pyrus communis*), klon srebrzysty (*Acer saccharinum*), stulisz Loesela (*Sisymbrium loeselii*), śliwa wiśniowa (*Prunus cerasifera*), morwa biała (*Morus alba*), orzech włoski (*Juglans regia*), szczawik żółty (*Oxalis fontana*), rzepień pospolity (*Xanthium strumarium*) oraz żóltlica drobnokwiatowa (*Galinsoga parviflora*). Wśród kenofitów dominuje roślinność synantropijna (10 gatunków), znajdują się tam również po 3 gatunki leśne oraz ruderalne, 2 gatunki zaroślowe oraz jeden szuwarowy.

Wszystkie zidentyfikowane na badanym obszarze gatunki, które są klasyfikowane we florze Polski jak archeofity, to rośliny zielne. Ich występowanie było o wiele rzadsze niż gatunków rodzimych i kenofitów – jednym zdjęciu stwierdzano średnio 0,45 gatunku. Najliczniej notowano obecność rdestówki powojowatej (*Fallopia convolvulus*) – dokładnie na 36 poletkach badawczych, nie zajmowała ona więc nawet 1/4 wszystkich stanowisk. Pozostałe oznaczone na badanym terenie archeofity występowały sporadycznie. Na 10 zdjęciach fitosocjologicznych oznaczono jasnotę białą (*Lamium album*), a pozostałe gatunki stwierdzono na pięciu lub mniejszej liczbie stanowisk. Są to: chrzan pospolity (*Armoracia rusticana*), stokłosa płonna (*Bromus sterilis*), jasnota purpurowa (*Lamium purpureum*), mierznica czarna (*Ballota nigra*), wyka czteronasienna (*Vicia tetrasperma*), rozspunka warzywna (*Valerianella locusta*), sałata kompasowa (*Lactuca serriola*) oraz wyka drobnokwiatowa (*Vicia hirsuta*). Chrzan pospolity i mierznica czarna są gatunkami ruderalnymi, pozostałe z oznaczonych archeofitów to rośliny synantropijne.

Analizy statystyczne przeprowadzono dla roślinności zielnej, ze względu na szybsze reagowanie tych gatunków na zachodzące w środowisku zmiany. Testy istotności ANOVA wykazały istotne statystycznie różnice w średniej liczbie gatunków obcych (kenofity oraz archeofity) oraz ich udziale w ogólnej liczbie oznaczonych gatunków. Różnice osiągnęły poziom istotności statystycznej zarówno w zależności od pozycji

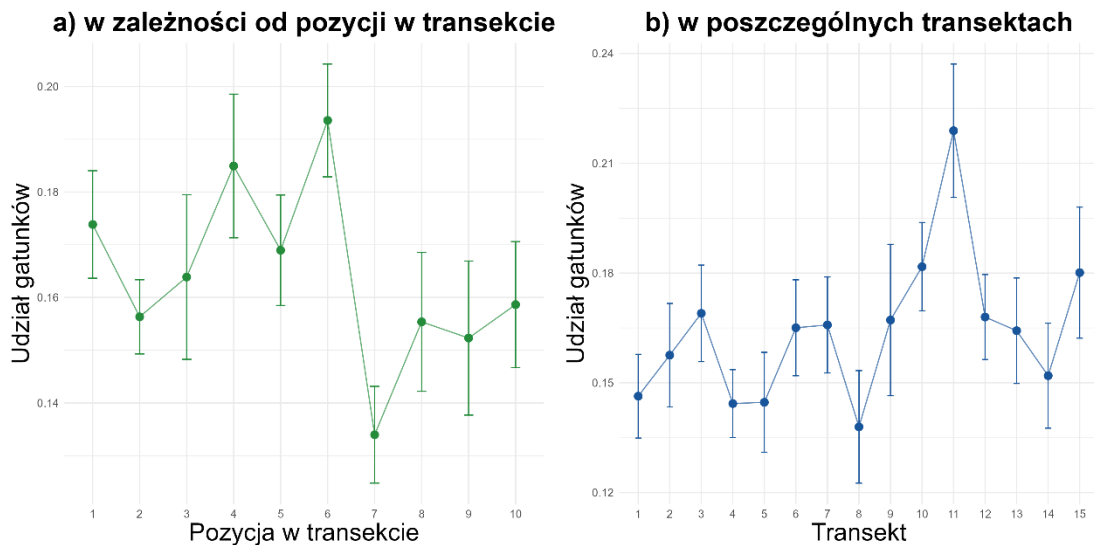
w transekcie ($p = 0,000044$ w przypadku średniej liczby gatunków oraz $p = 0,035627$ w przypadku udziału we florze badanego terenu), jak i pomiędzy transektami ($p = 0,000013$ w przypadku średniej liczby gatunków oraz $p = 0,034940$ w przypadku udziału we florze badanego terenu). Średnia liczba gatunków obcych była największa na stanowiskach najbliższej rzeki (średnio ok. 3,5 gatunku). Na tych stanowiskach stwierdzono bardzo wysoki udział gatunków synantropijnych, a trzeba zauważyć, że ponad połowa gatunków obcych zidentyfikowanych na badanym terenie (17 gatunków z 28 stwierdzonych gatunków obcych) to gatunki synantropijne. Na pozostałych pozycjach w transekcji średnio notowano od 2 do 3 gatunków obcych.

Średnia liczba gatunków obcych



Rysunek 26. Średnia liczba gatunków obcych na badanym obszarze

Średni udział gatunków obcych



Rysunek 27. Średni udział gatunków obcych na badanym obszarze

5.1.6. Gatunki inwazyjne

Na badanym obszarze stwierdzono występowanie 13 gatunków roślin, które zaliczane są do gatunków inwazyjnych na terenie Polski (Tokarska-Guzik i in., 2012). Stanowi to 8,72% wszystkich opisanych gatunków na tym terenie. Niemal połowa gatunków obcych (44,82%) oznaczonych na badanym obszarze to gatunki inwazyjne. Na jednym stanowisku notowano ich średnio 3,31.

Są to głównie gatunki, które pochodzą z terytorium Ameryki Północnej: klon jesionolistny (*Acer negundo*), uczep amerykański (*Bidens frondosa*), konyza kanadyjska (*Conyza canadensis*), kolczurka klapowana (*Echinocystis lobata*), przymiotno białe (*Erigeron annuus*), szczawik żółty (*Oxalis fontana*), winobluszcz zaroślowy (*Parthenocissus inserta*), robinia akacja (*Robinia pseudoacacia*) oraz nawłóć późna (*Solidago gigantea*). Żółtlica drobnokwiatowa (*Galinsoga parviflora*) została zawleczona z terenów Ameryki środkowej i Południowej. Dwa gatunki pochodzą z Azji: niecierpek drobnokwiatowy (*Impatiens parviflora*) pochodzi z terenów środkowej i południowej części tego kontynentu, a orzech włoski (*Juglans regia*) naturalnie występuje w Azji południowo-zachodniej, środkowej i wschodniej. Powojnik pnący (*Clematis vitalba*) jest natomiast gatunkiem, który pochodzi z zachodniej, środkowej i południowej Europy, północno-zachodniej Afryki oraz Azji (Kaukaz).

Cztery najliczniej występujące gatunki zaklasyfikowane są do IV kategorii inwazyjności. W obrębie wszystkich stanowisk stwierdzono obecność klonu jesionolistnego (*Acer negundo*), natomiast na około 2/3 stanowisk zarejestrowano występowanie nawłoci późnej (*Solidago gigantea*) – 102 poletka oraz niecierpka drobnokwiatowego (*Impatiens parviflora*) – 93 poletka. Kolczurka klapowana (*Echinocystis lobata*) była reprezentowana na 56 poletkach. Również licznie, ponieważ na niemal 1/3 stanowisk (47 poletek) występował uczepek amerykański (*Bidens frondosa*), który należy do III kategorii inwazyjności. Pozostałe gatunki były notowane sporadycznie – stwierdzano je na od jednego do jedenastu stanowisk. Szczegółowe dane dotyczące gatunków inwazyjnych, które zostały zidentyfikowane na badanym terenie prezentuje Tabela 8. Gatunki roślin uszeregowane są malejąco względem liczby zdjęć fitosocjologicznych, na których zostały zidentyfikowane. Dla lepszej czytelności danych, kategorie inwazyjności ustalone dla poszczególnych gatunków, oznaczono kolorami.

Tabela 8. Gatunki inwazyjne obecne na badanym terenie wraz z liczbą poletek i wskazaniem warstw, na których stwierdzono ich obecność, kategorią inwazyjności oraz głównymi typami siedlisk, które zajmuje dany gatunek (na zielono zaznaczono siedlisko 91E0) (Kategoria inwazyjności oraz główne typy siedlisk przyrodniczych za: Tokarska-Guzik i in. 2012)

Lp.	Nazwa gatunkowa	Liczba stanowisk, na których stwierdzono obecność gatunku	Warstwy, w których oznaczono gatunki	Kategoria inwazyjności	Główne typy siedlisk przyrodniczych, do których wnika gatunek, w tym najbardziej zagrożone (oznaczone podkreśleniem)
1.	klon jesionolistny (<i>Acer negundo</i>)	150	A, B	IV (17 pkt)	6210; 91E0 ; 91F0
2.	nawłoc późna (<i>Solidago gigantea</i>)	102	C	IV (18 pkt)	6210; 6410 ; 6430 ; 6440; 6510 ; 6520; 8220; 91E0
3.	niecierpek drobnokwiatowy (<i>Impatiens parviflora</i>)	93	C	IV (15 pkt)	3220; 3240; 6430; 8210; 8220; 9110; 9130; 9160 ; 9170 ; 9180; 9190; 91E0 ; 91F0
4.	kolczurka klapowana (<i>Echinocystis lobata</i>)	56	C	IV (17 pkt)	3270; 6430 ; 91E0
5.	uczep amerykański (<i>Bidens frondosa</i>)	47	C	III (13 pkt)	3130; 3270 ; 6430
6.	winobluszcz zaroślowy (<i>Parthenocissus inserta</i>)	11	C	II (12 pkt)	9170; 91E0 ; 91F0 (inwazyjne regionalnie)
7.	powojnik pnący (<i>Clematis vitalba</i>)	11	C	II (12 pkt)	6210 ; 9170; 91F0 (inwazyjne regionalnie)
8.	przymiotno białe (<i>Erigeron annuus</i>)	9	C	II (12 pkt)	3220; 6210
9.	konyza kanadyjska (<i>Conyza canadensis</i>)	8	C	I (10 pkt)	2330; 3220; 6210
10.	robinia akacyjowa (<i>Robinia pseudoacacia</i>)	5	A, B	IV (16 pkt)	2330; 3220; 4030; 6120 ; 6210; 8220; 9160; 9170; 9190 ; 9110
11.	orzech włoski (<i>Juglans regia</i>)	2	A, B	II (11 pkt)	9130 (inwazyjne regionalnie)
12.	szczawik żółty (<i>Oxalis fontana</i>)	2	C	I (10 pkt)	
13.	żółtlica drobnokwiatowa (<i>Galinsoga parviflora</i>)	1	C	I (10 pkt)	2330; 3220; 4030; 6120 ; 6210; 8220; 9160; 9170; 9190 ; 9110

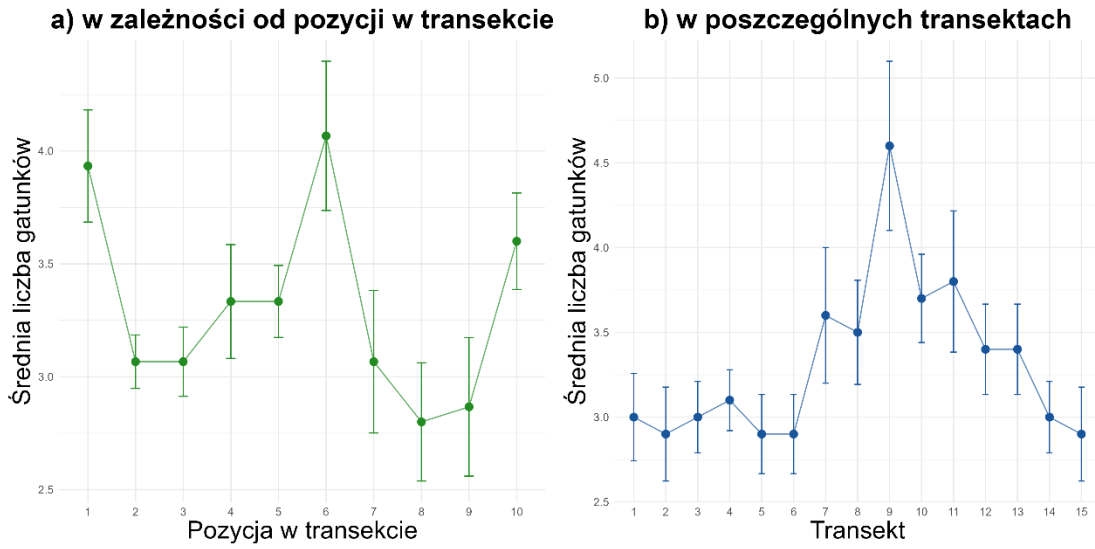
Na badanym obszarze stwierdzono występowanie pięciu spośród 16 gatunków wskazywanych przez Tokarską-Guzik i in. (2012) jako inwazyjne dla zbiorowisk łągowych. Cztery z nich wyliczane są jako gatunki zadomowione inwazyjne w skali kraju: klon jesionolistny (*Acer negundo*), nawłóć późna (*Solidago gigantea*), niecierpek drobnokwiatowy (*Impatiens parviflora*) i kolczurka klapowana (*Echinocystis lobata*). Każdy z nich zaliczany jest jako gatunek o najwyższej (IV) kategorii zagrożenia. Piąty ze stwierdzonych gatunków to winobluszcz zaroślowy (*Parthenocissus inserta*), określany jako gatunek zadomowiony inwazyjny regionalnie, o II kategorii zagrożenia.

Testy istotności ANOVA wykazały istotnie statystycznie różnice w liczbie gatunków inwazyjnych zarówno w zależności od pozycji w transekcji ($p = 0,000236$), jak i pomiędzy transektami ($p = 0,000437$). W przypadku analizy przeprowadzonej w oparciu o udział gatunków inwazyjnych we florze badanego obszaru istotnie statystycznie różnice stwierdzono jedynie w zależności od pozycji w transekcji ($p = 0,001043$).

Stwierdzone różnice wahały się pomiędzy występowaniem od 2,8 do 4 gatunków w pozycjach w transekcji (Rysunek 28). Udział wynosił od 0,13 do 0,19 (Rysunek 29). Największą liczbę oraz udział gatunków inwazyjnych odnotowywano w środkowej części lasu (pozycja 6), oraz tuż przy rzece – ok. 4 gatunki. Rośliny inwazyjne pojawiały się także częściej tuż przy drodze – średnio nieco ponad 3,5 gatunku.

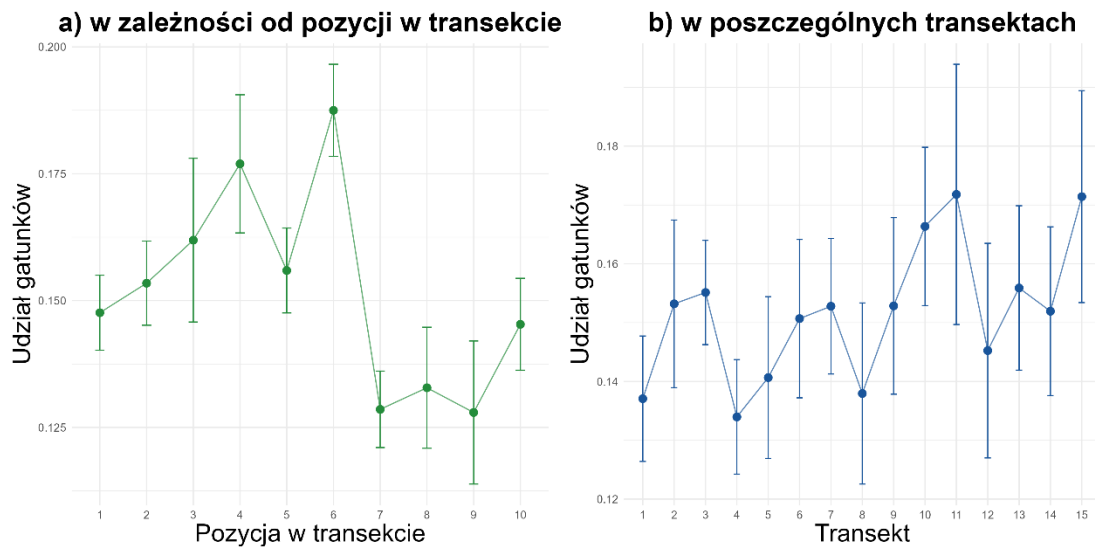
Średnia liczba gatunków inwazyjnych w transektach mieściła się w wartościach 3-4,5 (Rysunek 28). Najwięcej gatunków inwazyjnych odnotowano w transekcji 9 – ponad 4,5 gatunku. W transektach 1-6 oraz 14-15 stwierdzono najmniejszą liczbę gatunków inwazyjnych – średnio 3 gatunki. W pozostałych transektach stwierdzano występowanie średnio około 3,5 gatunku inwazyjnego.

Średnia liczba gatunków inwazyjnych



Rysunek 28. Średnia liczba gatunków inwazyjnych na badanym obszarze

Średni udział gatunków inwazyjnych



Rysunek 29. Średni udział gatunków inwazyjnych na badanym obszarze

5.1.7. Gatunki chronione

W trakcie prowadzonych badań florystycznych uwzględniono obowiązujące w kraju przepisy prawne oraz aktualne zestawienia gatunków chronionych i zagrożonych w Polsce.

Na podstawie Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 9 października 2014 r. w sprawie ochrony gatunkowej roślin (Dz.U. 2014 poz. 1409) stwierdzono obecność jednego gatunku objętego ochroną prawną na badanym terenie – czosnku niedźwiedziego (*Allium ursinum*). Gatunek ten podlega ochronie częściowej co oznacza, że umyślne niszczenie roślin i ich siedlisk, przetrzymywanie, przemieszczanie czy wprowadzanie do środowiska przyrodniczego jest zabronione. Na terenie województwa mazowieckiego pozyskiwanie roślin z siedlisk naturalnych jest zabronione.

Dyrektywa Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory (tzw. Dyrektywa Siedliskowa) w załącznikach gatunków roślin chronionych wymienionych w ramach tej dyrektywy nie zawiera żadnego z gatunków zidentyfikowanych na badanym obszarze. W związku z tym, żaden z gatunków roślin obecnych na terenie badań nie podlega szczególnej ochronie wynikającej z przepisów Unii Europejskiej.

Polska Czerwona Księga Roślin (Zarzycki i in. 2014) nie wskazuje żadnego ze stwierdzonych na badanym terenie gatunków roślin jako gatunku zagrożonego lub wymierającego. Oznacza to, że na obszarze objętym analizą nie występują gatunki o szczególnym znaczeniu dla ochrony przyrody w skali kraju.

5.1.8. Analiza składu gatunkowego uwzględniająca ich formy życiowe wg Raunkiera

Najliczniejszą grupą były gatunki roślin określane jako hemikryptofity. Oznaczono 62 gatunki roślin o tym sposobie przetrwania okresu zimowego, co stanowi 41,61% całej flory badanego obszaru. Drugą co do liczebności grupą były rośliny jednoroczne (terofity) – 25 gatunków. Podobna liczba zidentyfikowanych gatunków to geofity – 21 gatunków. 18 gatunków spośród fanerofitów to megafanerofity, a 15 to nanofanerofity. Zidentyfikowano 3 gatunki chamefitów i 2 gatunki hydrofitów. Dla morwy białej (*Morus alba*), rzeżuchy bagiennej (*Cardamine dentata*) i śliwy wiśniowej (*Prunus cerasifera*) brak danych w literaturze (Zarzycki i in. 2002). Liczba gatunków klasyfikowanych

do poszczególnych form życiowych (również z wyszczególnieniem poszczególnych warstw roślinności) i udział procentowy we florze badanego terenu zestawiono w Tabela 9.

W warstwie A oznaczono 15 gatunków megafanerofitów. Dwa najliczniej notowane to wierzba biała (*Salix alba*) oraz klon jesionolistny (*Acer negundo*), oznaczone odpowiednio na 130 oraz 120 poletkach badawczych. Rzadziej występowały topola szara (*Populus ×canescens*) i wierzba krucha (*Salix fragilis*), zajmując kolejno 59 i 32 stanowiska. Pozostałe gatunki megafanerofitów występowały sporadycznie – na mniej niż 10 stanowiskach. Są to: wiąz pospolity (*Ulmus minor*), jesion wyniosły (*Fraxinus excelsior*), klon pospolity (*Acer platanoides*), topola czarna (*Populus nigra*), topola osika (*Populus tremula*), grusza pospolita (*Pyrus communis*), robinia akacjowa (*Robinia pseudoacacia*), buk zwyczajny (*Fagus sylvatica*), dąb szypułkowy (*Quercus robur*), jabłoń dzika (*Malus sylvestris*) oraz orzech włoski (*Juglans regia*). Oznaczono również sporadycznie występujące 2 nanofanerofity – bez czarny (*Sambucus nigra*) oraz śliwę tarninę (*Prunus spinosa*). Na pojedynczym stanowisku znaleziono też jeden gatunek, dla którego w literaturze brak danych na temat formy życiowej – śliwę wiśniową (*Prunus cerasifera*).

Warstwa B również składała się z fanerofitów (17 megafanerofitów i 11 nanofanerofitów) oraz dwóch gatunków o nieokreślonej w literaturze formie życiowej. Wśród megafanerofitów najliczniej, bo niemal na całym badanym obszarze, występował klon jesionolistny (*Acer negundo*). Wiąz pospolity (*Ulmus minor*) zajmował 30 stanowisk, wierzba biała (*Salix alba*) 16, a topola szara (*Populus ×canescens*) – 13. Pozostałe gatunki były notowane na 8 lub mniejszej liczbie zdjęć fitosocjologicznych. Należą do nich: klon pospolity (*Acer platanoides*), jesion wyniosły (*Fraxinus excelsior*), wierzba krucha (*Salix fragilis*), robinia akacjowa (*Robinia pseudoacacia*), klon srebrzysty (*Acer saccharinum*), jabłoń dzika (*Malus sylvestris*), grusza pospolita (*Pyrus communis*), lipa drobnolistna (*Tilia cordata*), orzech włoski (*Juglans regia*), topola osika (*Populus tremula*), buk zwyczajny (*Fagus sylvatica*), czeremcha zwyczajna (*Padus avium*) oraz dąb szypułkowy (*Quercus robur*). Najliczniej występującym nanofanerofitem był bez czarny (*Sambucus nigra*) obecny na 46 zdjęciach fitosocjologicznych. Śliwa tarnina (*Prunus spinosa*) została oznaczona na 19 stanowiskach, a porzeczka czerwona (*Ribes spicatum*) i wierzba szara (*Salix cinerea*) zajmowały po 15 poletek. Pozostałe gatunki były notowane na 6 lub mniejszej liczbie stanowisk. Są to: głóg jednoszyjkowy (*Crataegus monogyna*), kalina koralowa

(*Viburnum opulus*), trzmielina pospolita (*Euonymus europaeus*), wierzba wiciowa (*Salix viminalis*), róża dzika (*Rosa canina*), dereń świdwa (*Cornus sanguinea*) i leszczyna pospolita (*Corylus avellana*). Dwa gatunki, dla których brak w literaturze informacji na temat formy życiowej, to sporadycznie występujące śliwa wiśniowa (*Prunus cerasifera*) i morwa biała (*Morus alba*).

W warstwie C oznaczono 62 gatunki hemikryptofitów, 25 terofitów, 21 geofitów, 4 gatunki nanofanerofitów, 3 chamefity, 2 hydrofity oraz jeden gatunek o nieokreślonej w literaturze formie życiowej. Nanofanerofity jako jedyne były obecne zarówno w warstwie C oraz A i B. Zostaną one zatem omówione w niniejszym akapicie, aby uwzględnić, które dokładnie gatunki zostały zidentyfikowane w warstwie zielnej. Szczegółowe informacje na temat gatunków o pozostałych formach życiowych zostaną przedstawione w dalszej części tego rozdziału. Najliczniej notowanym nanofanerofitem była jeżyna popielica obecna na 116 stanowiskach. Pozostałe gatunki, do których należą psianka słodkogórz (*Solanum dulcamara*), powojnik pnący (*Clematis vitalba*) i bluszcz pospolity (*Hedera helix*), zajmowały poniżej 10% poletek. Gatunkiem, dla którego brak w literaturze informacji na temat formy życiowej była rzeżucha bagienna (*Cardamine dentata*) oznaczona na 31 zdjęciach fitosocjologicznych.

Tabela 9. Liczba gatunków i ich udział w poszczególnych formach życiowych i poszczególnych warstwach

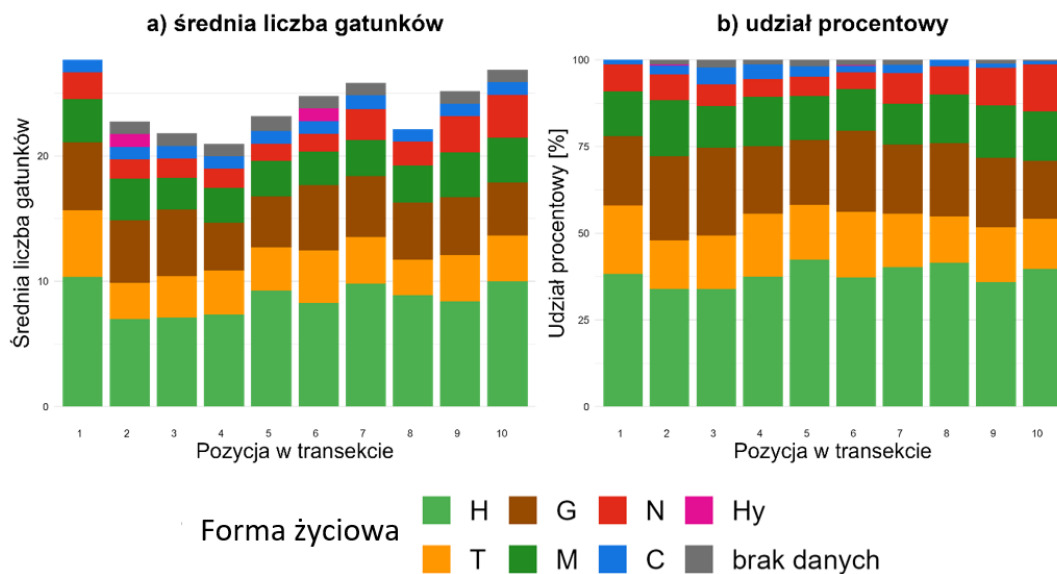
Formy życiowe	Warstwa roślinności			Sumaryczna liczba gatunków	Udział procentowy [%]	Średnia liczba gatunków na zdjęciu fitosocjologicznym
	A	B	C			
H – hemikryptofity			62	62	41,61	8,64
T – terofity			25	25	16,78	3,66
G – geofity			21	21	14,09	4,71
M – megafanerofity	15	17		18	12,08	3,06
N – nanofanerofity	2	11	4	15	10,07	1,81
C – chamefity			3	3	2,01	0,53
Hy – hydrofity			2	2	1,34	0,013
brak danych	1	2	1	3	2,01	0,24
Suma w warstwach	18	30	118			

Średnia liczba gatunków poszczególnych form życiowych



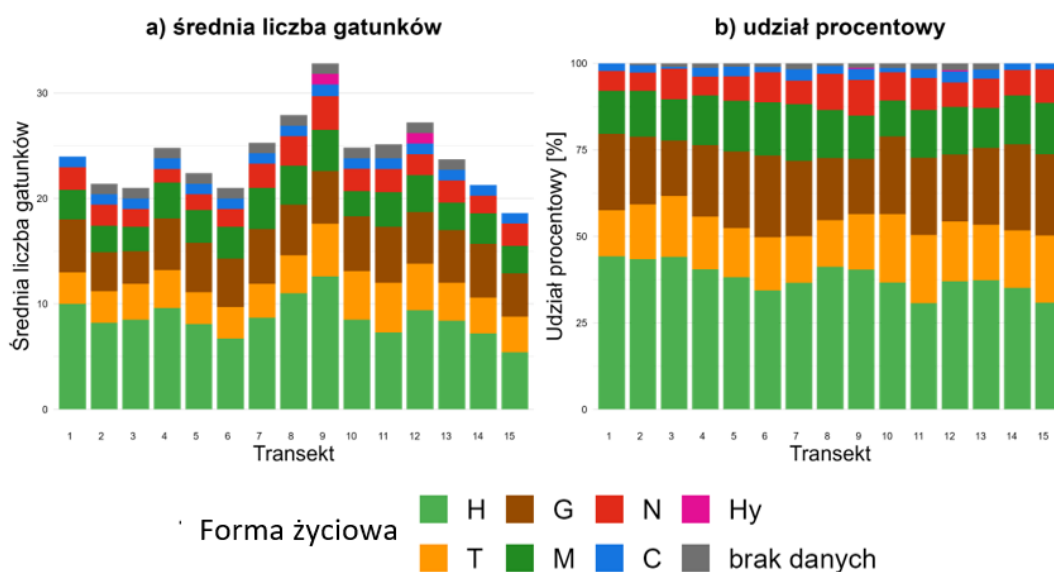
Rysunek 30. Średnia liczba gatunków poszczególnych form życiowych na badanym obszarze

Występowanie gatunków roślin o poszczególnych formach życiowych na kolejnych pozycjach w transekcje



Rysunek 31. Analiza występowania roślin o poszczególnych formach życiowych na kolejnych pozycjach w transekcje

Występowanie gatunków roślin o poszczególnych formach życiowych w transektach



Rysunek 32. Analiza występowania roślin o poszczególnych formach życiowych w transektach

Na badanym terenie dominowały hemikryptofity, których oznaczono 62 gatunki. Średnio na jednym stanowisku występowało ich 8,64 gatunku, co stanowi 37,3% roślinności występującej na jednym stanowisku. Analiza statystyczna wykazała istotne zróżnicowanie średniej liczby roślin naziemnopączkowych pomiędzy transektami ($p = 0,001062$). Średnia liczba gatunków hemikryptofitów w transekcje wahała się od 5,4 do 12,6 gatunków. Na północ od Mostu Siekierskiego notowano ich więcej (od 6,7 do 12,6 gatunku), niż po jego południowej stronie (od 5,4 do 9,4 gatunku). Udział gatunków naziemnopączkowych we florze danego transektu również był wyższy na terenach położonych na północ od mostu (od 34,36% do 44,25%), niż na południe od niego (od 30,67 do 37,33%). Nie stwierdzono istotnych statystycznie różnic w zależności od zajmowanej pozycji w transekcje. Liczba naziemnopączkowych wahała się na różnych pozycjach od 7 do 10 gatunków, co stanowiło od 33,86% do 41,43% roślinności na danych pozycjach.

Na całym badanym obszarze występowała pokrzywa zwyczajna (*Urtica dioica*). Często pojawiały się również czosnaczek pospolity (*Alliaria petiolata*) i kuklik pospolity (*Geum urbanum*) – oba zajmowały po 100 stanowisk. Na ponad połowie stanowisk znajdowały się wiechlina łąkowa (*Poa pratensis*) opisana na 89 stanowiskach, mniszek lekarski (*Taraxacum officinale* coll.) stwierdzony na 86 stanowiskach i chmiel zwyczajny (*Humulus lupulus*) obecny na 83 stanowiskach. Rzadziej, lecz wciąż na ponad 1/3 stanowisk, notowane były gatunki: trzcinnik leśny (*Calamagrostis arundinacea*),

przytulia błotna (*Galium palustre*), łopian większy (*Arctium lappa*), trybula leśna (*Anthriscus sylvestris*) oraz mietlica rozłogowa (*Agrostis stolonifera*). Wśród roślin, które zajmowały powyżej 10% stanowisk znalazły się: szczaw tępolistny (*Rumex obtusifolius*) – 45 stanowisk, tarczycza pospolita (*Scutellaria galericulata*) – 32 stanowiska, wyżpin jagodowy (*Silene baccifera*) – 28 stanowisk, śmiałek darniowy (*Deschampsia cespitosa*) – 22 stanowiska, oset kędzierzawy (*Carduus crispus*) – 18 stanowisk oraz glistnik jaskółcze ziele (*Chelidonium majus*) i trędownik bulwiasty (*Scrophularia nodosa*) zajmujące po 16 stanowisk. 14 stanowisk zajmowała tojeść pospolita (*Lysimachia vulgaris*), a na 12 opisano występowanie babki zwyczajnej (*Plantago major*). Jaskier rozłogowy (*Ranunculus repens*), mięta nadwodna (*Mentha aquatica*) i winobluszcz zaroślowy (*Parthenocissus inserta*) zajmowały po 11 stanowisk, jasnota biała (*Lamium album*) i kostrzewa trzcinowata (*Festuca arundinacea*) – po 10. Pozostałe 37 gatunków zostało oznaczonych na 9 lub mniejszej liczbie stanowisk. Należą do nich: jasnota plamista (*Lamium maculatum*), ostrożeń warzywny (*Cirsium oleraceum*), przymiotno białe (*Erigeron annuus*), rzepicha ziemnowodna (*Rorippa amphibia*), turzyca brzegowa (*Carex riparia*), wiechlina roczna (*Poa annua*), jaskier ostry (*Ranunculus acris*), przetacznik bobownik (*Veronica anagallis-aquatica*), wiechlina błotna (*Poa palustris*), tojeść bukietowa (*Lysimachia thyrsoiflora*), bylica pospolita (*Artemisia vulgaris*), szczaw kędzierzawy (*Rumex crispus*), dziurawiec skrzydełkowany (*Hypericum tetrapterum*), fiołek wonny (*Viola odorata*), kropidło wodne (*Oenanthe aquatica*), pięciornik rozłogowy (*Potentilla reptans*), gwiazdnica gajowa (*Stellaria nemorum*), karbieniec pospolity (*Lycopus europaeus*), kozłek lekarski (*Valeriana officinalis*), kupkówka pospolita (*Dactylis glomerata*), stulisz Loesela (*Sisymbrium loeselii*), życica trwała (*Lolium perenne*), dzięgiel leśny (*Angelica sylvestris*), nerecznica samcza (*Dryopteris filix-mas*), niezapominajka błotna (*Myosotis palustris*), szczaw zwyczajny (*Rumex acetosa*), wilczomlecz lancetowaty (*Euphorbia esula*), wyczyniec łąkowy (*Alopecurus pratensis*), bodziszek łąkowy (*Geranium pratense*), gorczycznik pospolity (*Barbarea vulgaris*), groszek łąkowy (*Lathyrus pratensis*), pępawa błotna (*Crepis paludosa*), pylenieć pospolity (*Berteroa incana*), rutewka mniejsza (*Thalictrum minus*), sałata kompasowa (*Lactuca serriola*), sałatkowiec leśny (*Mycelis muralis*) oraz wyczyniec kolankowy (*Alopecurus geniculatus*).

Drugie pod względem częstości notowania na danym terenie, a trzecie pod względem liczby opisanych gatunków, są geofity. Oznaczono 21 gatunków o tej formie życiowej.

Średnio na jednym stanowisku oznaczano 4,71 gatunku, co przekładało się na 21,4% roślinności występującej średnio na stanowisku. Testy istotności ANOVA nie wykazały istotnych statystycznie różnic w średniej liczbie geofitów zarówno dla różnych pozycji w transekcji, jak i pomiędzy transektami. Średnia liczba gatunków geofitów na różnych pozycjach w transekcji wahała się od 3,8 do 5,4 gatunku, z kolei w poszczególnych transektach wynosiła od 3,1 do 5,3 gatunku. Najliczniej notowanymi gatunkami są: ziarnopłon wiosenny (*Ficaria verna*) zajmujący 140 stanowisk, bluszczyk kurdybanek (*Glechoma hederacea*) obecny na 125 stanowiskach i nawłóć późna (*Solidago gigantea*) stwierdzona na 102 stanowiskach. Mozga trzcinowata (*Phalaris arundinacea*) zajmowała 71 poletek, kielisznik zaroślowy (*Calystegia sepium*) – 66, żywokost lekarski (*Symphytum officinale*) – 46, a czyściec błotny (*Stachys palustris*) – 40. Podagrycznik pospolity (*Aegopodium podagraria*) i kosaciec żółty (*Iris pseudoacorus*) zajmowały odpowiednio 36 i 28 stanowisk. Pozostałe 12 gatunków geofitów notowano na mniej niż 10% zdjęć fitosocjologicznych. Należą do nich: turzyca błotna (*Carex acutiformis*), ostrożeń polny (*Cirsium arvense*), szczaw polny (*Rumex acetosella*), trzcina pospolita (*Phragmites australis*), chrzan pospolity (*Armoracia rusticana*), perz właściwy (*Elymus repens*), szczawik żółty (*Oxalis fontana*), turzyca zastrzona (*Carex gracilis*), czosnek niedźwiedzi (*Allium ursinum*), czosnek zielonawy (*Allium oleraceum*), kościenica wodna (*Myosoton aquaticum*) i powój polny (*Convolvulus arvensis*).

Trzecie pod względem częstości notowania na danym terenie, a drugie pod względem liczby opisanych gatunków, są terofity. Zidentyfikowano 25 gatunków tych gatunków. Na jednym stanowisku oznaczano średnio 3,66 gatunku, co stanowi 16,2% roślinności występującej średnio na stanowisku. Testy istotności ANOVA wykazały istotne statystycznie różnice w średniej liczbie gatunków roślin jednorocznych. Różnice osiągnęły poziom istotności statystycznej zarówno w zależności od pozycji w transekcji ($p = 0,000423$), jak i pomiędzy transektami ($p = 0,015169$). Średnia liczba terofitów na różnych pozycjach w transekcji wahała się od 2,87 do 5,33 gatunku. Średnio najwięcej gatunków (5,33) i największy udział procentowy w roślinności stanowiska (19,75%) notowano na stanowisku najbliższej rzeki. Na pozostałych stanowiskach wahał się on już w okolicach 3,5 gatunku. W poszczególnych transektach średnio stwierdzano od 3 do 5 gatunków. W przypadku stanowisk na południe od mostu Siekierkowskiego miały one większy udział we florze danych transektów – wynosił on od 16% do 19,83%. Z kolei dla transektów na północ od mostu udział gatunków jednorocznych wahał się w zakresie

od 13,27% do 17,52%. Niemal na całym badanym obszarze występowała przytulica czepna (*Galium aparine*). Licznie notowany był również gatunek inwazyjny – niecierpek drobnokwiatowy (*Impatiens parviflora*) obecny na 93 stanowiskach. 56 stanowisk, zlokalizowanych głównie przy rzece i częściej na południe od Mostu Siekierkowskiego, zajmowała (również będąca gatunkiem inwazyjnym) kolczurka klapowana (*Echinocystis lobata*). Na obrzeżach lasu (zarówno przy rzece, jak i przy drodze) oraz w miejscach bardziej nasłonecznionych, na 54 stanowiskach, występował przetacznik bluszczowy (*Veronica hederifolia*). Z kolei w miejscach wilgotnych, podmokłych, na 47 poletkach odnowany został kolejny inwazyjny gatunek – uczepek amerykański (*Bidens frondosa*). Wśród rzadziej notowanych gatunków znalazły się: rdestówka powojowata (*Fallopia convolvulus*) – 36 stanowisk, świerżbęk gajowy (*Chaerophyllum temulum*) – 25 stanowisk, rdest plamisty (*Polygonum persicaria*) – 19 stanowisk oraz rdest ptasi (*Polygonum aviculare*) i uczepek trójlistkowy (*Bidens tripartita*) zajmujące po 15 stanowisk. Pozostałe 15 gatunków oznaczono na 8 lub mniejszej liczbie zdjęć fitosocjologicznych. Należą do nich: konyza kanadyjska (*Conyza canadensis*), gwiazdnica pospolita (*Stellaria media*), rdestówka zaroślowa (*Fallopia dumetorum*), stokłosa płonna (*Bromus sterilis*), jasnota purpurowa (*Lamium purpureum*), kaniańka pospolita (*Cuscuta europaea*), pszonak drobnokwiatowy (*Erysimum cheiranthoides*), wyka czteronasienna (*Vicia tetrasperma*), kaniańka wielka (*Cuscuta lupuliformis*), łoboda oszczepowata (*Atriplex prostrata*), poziewnik miękkowłosy (*Galeopsis pubescens*), rozspunka warzywna (*Valerianella locusta*), rzepień pospolity (*Xanthium strumarium*), wyka drobnokwiatowa (*Vicia hirsuta*) i żóltlica drobnokwiatowa (*Galinsoga parviflora*).

Na badanym terenie oznaczono 18 gatunków megafanerofitów. Średnio na jednym stanowisku występowało 3,06 gatunku i stanowiło to 14% oznaczanych średnio gatunków roślin na zdjęciu fitosocjologicznym. W przypadku gatunków drzew zaobserwowano istotne zróżnicowanie w średniej liczbie opisanych gatunków – zarówno w zależności od pozycji w transekcji ($p = 0,031417$), jak i pomiędzy transektami ($p = 0,000511$). W zależności od pozycji w transekcji średnio notowano na nich od 2,53 do 3,6 gatunku. Większa liczba gatunków drzew była notowana na obrzeżach lasu – do 40 m w jego głąb zarówno od strony rzeki, jak i drogi. Było to średnio około 3,5 gatunku. Na pozostałych pozycjach transektów stwierdzano średnio nieco poniżej 3 gatunków. W poszczególnych transektach średnio stwierdzano od 2,3 do 3,9 gatunku

megafanerofitów. W przypadku stanowisk zlokalizowanych na południe od Mostu Siekierkowskiego było ich średnio mniej (2,88 gatunku w porównaniu do 3,18 gatunku po drugiej stronie mostu) i miały mniejszy udział we florze danych transektów – wynosił on od 10,34% do 14,86%. W przypadku transektów na północ od mostu udział gatunków drzew wahał się w zakresie od 11,92% do 16,39%. Na badanym terenie dominowały dwa gatunki drzew: klon jesionolistny (*Acer negundo*) i wierzba biała (*Salix alba*). Pierwszy z nich był obecny na całym terenie, a drugi – na 131 stanowiskach. Trzeci co do liczby występień gatunek stwierdzono ponad 2 razy rzadziej – na 62 stanowiskach. Była to topola szara (*Populus ×canescens*). Wiąz pospolity (*Ulmus minor*) oraz wierzba krucha (*Salix fragilis*) zajmowały po 34 stanowiska. Pozostałe 13 gatunków odnotowano już jedynie na dziewięciu lub mniejszej licznie stanowisk. Do gatunków tych należą: jesion wyniosły (*Fraxinus excelsior*), klon pospolity (*Acer platanoides*), robinia akacjowa (*Robinia pseudoacacia*), grusza pospolita (*Pyrus communis*), jabłoń dzika (*Malus sylvestris*), klon srebrzysty (*Acer saccharinum*), topola osika (*Populus tremula*), topola czarna (*Populus nigra*), lipa drobnolistna (*Tilia cordata*), orzech włoski (*Juglans regia*), buk zwyczajny (*Fagus sylvatica*), czeremcha zwyczajna (*Padus avium*) oraz dąb szypułkowy (*Quercus robur*).

Oznaczono 15 gatunków nanofanerofitów. Na jednym stanowisku średnio notowano 1,81 gatunku, co daje udział tych gatunków w średniej liczbie wszystkich oznaczonych gatunków na poletku na poziomie 7,9%. Analiza statystyczna wykazała silne istotne zróżnicowanie średniej liczby nanofanerofitów jedynie w zależności od pozycji w transekcji ($p = 0,000003$). Najwięcej gatunków występowało na stanowiskach zlokalizowanych tuż przy drodze – średnio 3,4 gatunku. Następnie, w miarę oddalania się od drogi liczba tych gatunków była coraz mniejsza. Na stanowiskach 2-6 notowano średnio ok. 1,2 gatunku. Tuż przy rzece z kolei średnia liczba oznaczanych nanofanerofitów wzrastała i wynosiła 2,13 gatunku. W transektach stwierdzano od 1 do 3,2 gatunku. Najczęściej występowała jeżyna popielica (*Rubus caesius*). Oznaczono ją na 116 stanowiskach. Drugim gatunkiem pod względem liczby zdjęć fitosocjologicznych, na których był obecny, był bez czarny (*Sambucus nigra*) opisany na 46 z nich. Pozostałe gatunki nanofanerofitów występowały już jedynie na kilkunastu (śliwa tarnina (*Prunus spinosa*), porzeczka czerwona (*Ribes spicatum*), wierzba szara (*Salix cinerea*), psianka słodkogórz (*Solanum dulcamara*) i powojnik pnący (*Clematis vitalba*)) lub nawet kilku stanowiskach (bluszcz pospolity (*Hedera helix*), głóg

jednoszyjkowy (*Crataegus monogyna*), kalina koralowa (*Viburnum opulus*), trzmielina pospolita (*Euonymus europaeus*), wierzba wiciowa (*Salix viminalis*), róża dzika (*Rosa canina*), dereń świdwa (*Cornus sanguinea*) i leszczyna pospolita (*Corylus avellana*)).

Na badanym terenie stwierdzono jedynie 3 gatunki chamefitów. Na jednym zdjęciu fitosocjologicznym stwierdzano średnio 0,53 gatunku (2,4% flory przeciętnego poletka).

Testy istotności ANOVA wykazały istotne statystycznie różnice w średniej liczbie gatunków roślin niskopączkowych. Różnice osiągnęły poziom istotności statystycznej zarówno w zależności od pozycji w transekcie ($p = 0,000182$), jak i pomiędzy transektami ($p = 0,006303$). Średnia liczba chamefitów na różnych pozycjach w transekcie wahała się od 0,27 do 1 gatunku. Gatunki roślin niskopączkowych częściej notowano w środkowej części lasu, na terenach wilgotniejszych. W poszczególnych transektach średnio stwierdzano od 0,1 do 1 gatunku. Były wykrywane częściej w transektach o większym bogactwie florystycznym, wilgotnych, mniej użytkowanych przez człowieka. Na połowie zdjęć fitosocjologicznych oznaczono tojeść rozeslaną (*Lysimachia nummularia*). Pozostałe dwa gatunki notowano sporadycznie. Mierznica czarna (*Ballota nigra*) zajmowała 2 stanowiska, a wierzbownica czworoboczna (*Epilobium adnatum*) jedno.

Opisano również dwa gatunki hydrofitów, którymi są potocznik wąskolistny (*Berula erecta*) i żabieniec babka wodna (*Alisma plantago-aquatica*). Oba występowały na pojedynczych stanowiskach.

5.1.9. Gatunki wskaźnikowe starych lasów

Na badanym terenie 10 gatunków roślin wyszczególnionych jest w wśród gatunków wskaźnikowych starych lasów (Dzwonko i Loster, 2001). Ich lista przedstawiona jest w Tabeli 10, w której jest również informacja o liczbie zdjęć fitosocjologicznych, na których zostały one stwierdzone. Porzeczka czerwona (*Ribes spicatum*), jako jedyny gatunek z oznaczonych, zaliczana jest do roślin warstwy B. Pozostałe gatunki roślin należały do roślinności warstwy C. Bardzo licznie występowały dwa gatunki: ziarnopłon wiosenny (*Ficaria verna*) zidentyfikowany na 140 zdjęciach fitosocjologicznych oraz kuklik pospolity (*Geum urbanum*) opisany na 100 poletkach. Rzadziej notowany był podagrycznik pospolity (*Aegopodium podagraria*) – jego obecność stwierdzono na 36 stanowiskach, które były zlokalizowane głównie przy drodze, a częstość jego występowania malała wraz ze zbliżaniem się do środkowej części lasu. Na 16 zdjęciach fitosocjologicznych oznaczony został trędownik bulwiasty (*Scrophularia nodosa*).

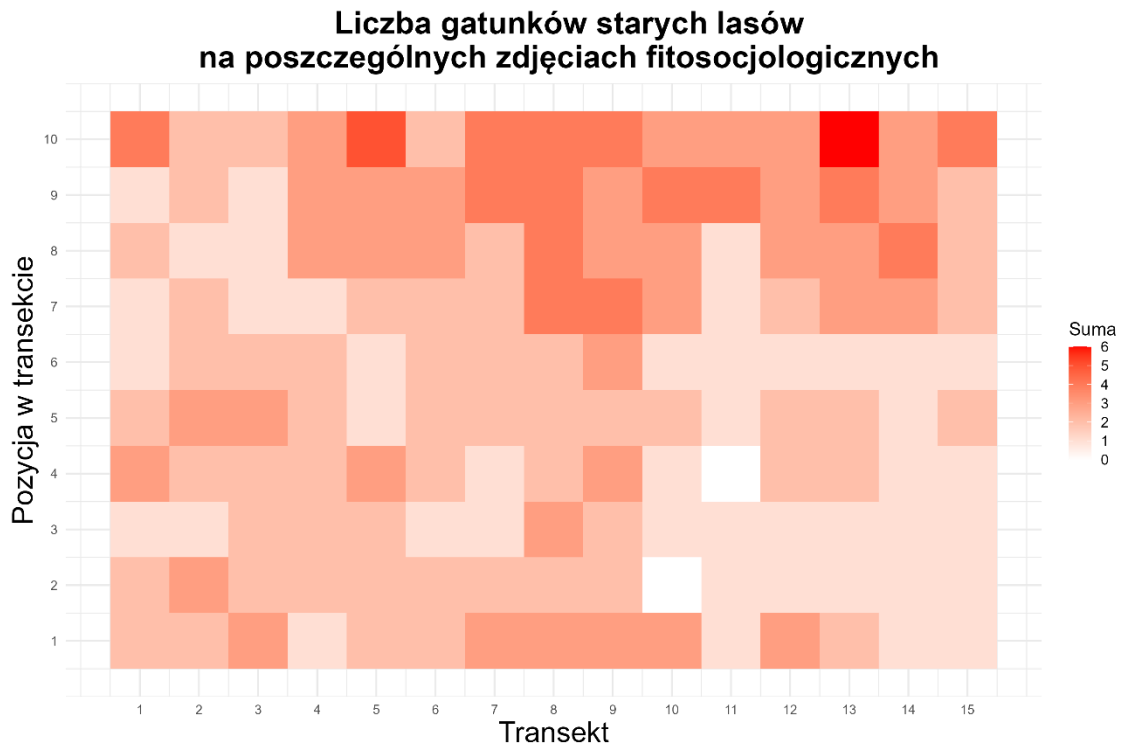
Obserwowano go głównie na obrzeżach lasu, częściej przy rzece. Równie często występowała porzeczka czerwona (*Ribes spicatum*). Stwierdzono jej obecność na 15 stanowiskach, z czego osiem to stanowiskach tuż przy drodze. Bluszcz pospolity (*Hedera helix*) oznaczony został na dziewięciu stanowiskach – głównie w sąsiedztwie drogi i tylko w transektach, które położone były na południe od Mostu Siekierkowskiego. Gwiazdnica gajowa (*Stellaria nemorum*) została opisana na trzech poletkach, głównie w środku lasu, w miejscach podmokłych. Nerecznica samcza (*Dryopteris filix-mas*) występowała na dwóch stanowiskach zlokalizowanych bliżej drogi (9 i 10), po jednym stanowisku po jednej o drugiej stronie Mostu Siekierkowskiego. Na pojedynczych zdjęciach fitosocjologicznych oznaczone zostały dwa gatunki wskaźnikowe starych lasów: czosnek niedźwiedzi (*Allium ursinum*) i sałatnik leśny (*Mycelis muralis*). W obu przypadkach oznaczono je na stanowiskach w bezpośrednim sąsiedztwie drogi, po północnej stronie Mostu Siekierkowskiego.

Tabela 10. Liczba poletek, na których stwierdzono obecność gatunków wskaźnikowych starych lasów

Lp.	Nazwa gatunkowa	Liczba pól badawczych, na których stwierdzono występowanie gatunku	Warstwy, w których oznaczono gatunki
1.	ziarnopłon wiosenny (<i>Ficaria verna</i>)	140	C
2.	kuklik pospolity (<i>Geum urbanum</i>)	100	C
3.	podagrycznik pospolity (<i>Aegopodium podagraria</i>)	36	C
4.	trędownik bulwiasty (<i>Scrophularia nodosa</i>)	16	C
5.	porzeczka czerwona (<i>Ribes spicatum</i>)	15	B
6.	bluszcz pospolity (<i>Hedera helix</i>)	9	C
7.	gwiazdnica gajowa (<i>Stellaria nemorum</i>)	3	C
8.	nerecznica samcza (<i>Dryopteris filix-mas</i>)	2	C
9.	czosnek niedźwiedzi (<i>Allium ursinum</i>)	1	C
10.	sałatnik leśny (<i>Mycelis muralis</i>)	1	C

Rysunek 33 obrazuje liczbę gatunków wskaźnikowych starych lasów zidentyfikowanych na każdym ze zdjęć fitosocjologicznych w formie heatmapy. Na jednym poletku stwierdzano średnio 2,15 gatunku tych roślin. Na pojedynczych zdjęciach stwierdzono obecność sześciu gatunków (przy drodze, na południe od Mostu Siekierkowskiego) oraz pięciu gatunków (przy drodze, na północ od Mostu Siekierkowskiego). Poletka z czterema gatunkami wskaźnikowymi starych lasów występowały maksymalnie do 80 m od drogi. Stanowiska bogatsze w występowanie gatunków wskaźnikowych

starych lasów znajdowały się bliżej drogi, a wraz z malejącą odległością do rzeki malała liczba gatunków stwierdzanych na zdjęciach fitosocjologicznych.



Rysunek 33. Heatmapa liczby gatunków starych lasów na poszczególnych zdjęciach fitosocjologicznych

5.1.10. Analiza składu gatunkowego w oparciu o wartości ekologicznych liczb wskaźnikowych Zarzyckiego

Dla gatunków roślin oznaczonych na badanym terenie przeanalizowano wartości ekologicznych liczb wskaźnikowych roślin naczyniowych Polski (Zarzycki i in., 2002). Tabela 11 przedstawia średnie wartości oraz mediany ośmiu wskaźników Zarzyckiego na podstawie wartości ustalonych dla 144 gatunków roślin zidentyfikowanych na badanym terenie: wskaźnika świetlnego (L), wskaźnika termicznego (T), wskaźnika kontynentalizmu (K), wskaźnika wilgotności gleby (W), wskaźnika trofizmu (Tr), wskaźnika kwasowości gleby/wody (R), wskaźnika granulometrycznego gleby (D) i wskaźnika zawartości materii organicznej (H). W przypadku wskaźników odporności na zawartość NaCl w glebie/wodzie (S) oraz odporności na zawartość metali ciężkich w glebie (M) nie wyliczono średnich oraz median, ponieważ nie dotyczyły one wszystkich gatunków roślin stwierdzonych na badanym terenie oraz skala ta przyjmuje jedynie wartości 1 i 2.

Dla pięciu gatunków roślin w opracowaniu Zarzyckiego i in. (2002) liczby wskaźnikowe nie zostały przedstawione. Wśród nich znalazły się cztery gatunki obce: klon srebrzysty (*Acer saccharinum*), morwa biała (*Morus alba*), orzech włoski (*Juglans regia*) i śliwa wiśniowa (*Prunus cerasifera*) oraz jeden takson rodzimy flory Polski – rzeżucha bagienna (*Cardamine dentata*).

Tabela 11. Mediany oraz średnie wartości wartości ekologicznych liczb wskaźnikowych dla analizowanej roślinności

	L	T	K	W	Tr	R	D	H
Średnia	3,97	3,66	2,99	3,58	3,80	4,08	3,92	2,11
Mediana	4	3,5	3	3,5	4	4	4	2

Analiza danych na temat najczęściej przyjmowanych wartości ekologicznych liczb wskaźnikowych przez gatunki roślinności występującej na badanym terenie pozwala określić parametry środowiskowe tego obszaru:

Wskaźnik świetlny (L) – wartości średniej (3,97) i mediany (4) wskazują na występowanie głównie gatunków preferujących stanowiska umiarkowanie nasłonecznione. Część roślin to gatunki, dla których wartość tego czynnika wynosi 5, czyli właściwe dla roślin preferujących stanowiska w pełnym słońcu. Były to rośliny, które występowały sporadycznie i w większości przypadków jedynie na obrzeżach lasu, np. bylica pospolita (*Artemisia vulgaris*), konyza kanadyjska (*Conyza canadensis*), łoboda oszczepowata (*Atriplex prostrata*), rozspunka warzywna (*Valerianella locusta*), rzepień pospolity (*Xanthium strumarium*) i sałata kompasowa (*Lactuca serriola*). Odnotowano również podobnie dużą grupę roślin, które są charakterystyczne dla stanowisk półcienistych. Były to rośliny, które najczęściej występowały na wielu stanowiskach, położonych w głębi lasu, np. chmiel zwyczajny (*Humulus lupulus*), czosnaczek pospolity (*Alliaria petiolata*), kielisznik zaroślowy (*Calystegia sepium*), niecierpek drobnokwiatowy (*Impatiens parviflora*) czy tojeść rozesełana (*Lysimachia nummularia*).

Wskaźnik termiczny (T) – średnia wartość tego wskaźnika wyniosła 3,66, a mediana – 3,5. Gatunki oznaczone na badanym terenie to głównie gatunki występujące w umiarkowanie ciepłych warunkach klimatycznych.

Wskaźnik kontynentalizmu (K) – florę badanego terenu tworzą w przeważającej większości gatunki neutralne wobec kontynentalizmu. Świadczą o tym zgodnie wartości średniej (2,99) oraz mediany (3).

Wskaźnik wilgotności gleby (W) – średnia wartość tego wskaźnika wyniosła 3,58, podobnie mediana – 3,5. 11 opisanych gatunków to rośliny rosnące na terenach mokrych, np. gatunki z rodzaju *Carex* spp., karbieniec pospolity (*Lycopus europaeus*), kosaciec żółty (*Iris pseudoacorus*) czy mięta nadwodna (*Mentha aquatica*). Z kolei 6 z nich to rośliny wodne – kropidło wodne (*Oenanthe aquatica*), potocznik wąskolistny (*Berula erecta*), przetacznik bobownik (*Veronica anagallis-aquatica*), rzepicha ziemnowodna (*Rorippa amphibia*), trzcina pospolita (*Phragmites australis*) i żabieniec babka wodna (*Alisma plantago-aquatica*).

Wskaźnik trofizmu (Tr) – średnia wartość tego wskaźnika dla roślinności danego terenu wyniosła 3,8, zaś mediana przyjęła wartość 4. Wskazuje to obecność gatunków preferujących gleby zasobne (eutroficzne).

Wskaźnik kwasowości gleby/wody (R) – na badanym terenie dominują gatunki preferujące gleby obojętne ($6 \leq \text{pH} < 7$). Średnia wartość wyniosła 4,08, a mediana 4.

Wskaźnik granulometryczny gleby (D) – dla roślin na badanym terenie średnia przyjmowana wartość to 3,92, a mediana to 4. Świadczy to o występowaniu roślin, które wolą piaszczyste gliny i utwory pylaste.

Wskaźnik zawartości materii organicznej (H) – na analizowanym obszarze dominowały gatunki preferujące gleby mineralno-próchnicze. Średnia wartość tego wskaźnika dla flory tego terenu to 2,11, z kolei mediana to 2.

Gatunki wykazujące odporność na zawartość NaCl i metali ciężkich w glebie

Na badanym terenie stwierdzono występowanie 30 gatunków roślin, które wykazują odporność na zawartość NaCl w glebie lub w wodzie. 28 z nich to gatunki tolerujące zwiększoną zawartość NaCl (wartość wskaźnika S = 1), a dwa z nich określane są jako gatunki występujące głównie na glebach o zwiększonej zawartości NaCl (wartość wskaźnika S = 2).

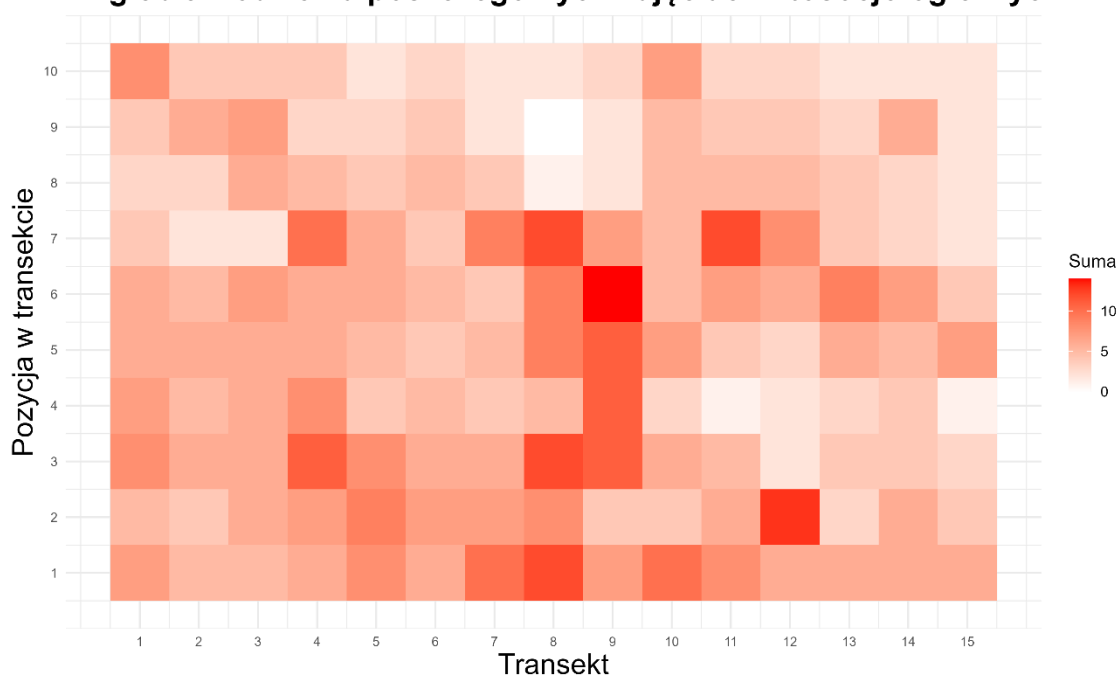
Najliczniej notowane gatunki to (uszeregowane malejąco względem liczby zdjęć fitosocjologicznych, na których zostały stwierdzone): bluszcz kurdybanek (*Glechoma hederacea*), jeżyna popielica (*Rubus caesius*), wiechlina łąkowa (*Poa pratensis*), mniszek

lekarski (*Taraxacum officinale* coll.), mozga trzcinowata (*Phalaris arundinacea*), przytulia błotna (*Galium palustre*), mietlica rozłogowa (*Agrostis stolonifera*) oraz uczepek amerykański (*Bidens frondosa*). Wśród rzadziej notowanych gatunków znalazły się (28 lub mniej stanowisk): kosaciec żółty (*Iris pseudoacorus*), śmiałek darniowy (*Deschampsia cespitosa*), psianka słodkogórz (*Solanum dulcamara*), babka zwyczajna (*Plantago major*), jaskier rozłogowy (*Ranunculus repens*), mięta nadwodna (*Mentha aquatica*), turzyca brzegowa (*Carex riparia*), jaskier ostry (*Ranunculus acris*), przetacznik bobownik (*Veronica anagallis-aquatica*) oraz trzcina pospolita (*Phragmites australis*). 10 gatunków roślin oznaczono na pięciu lub mniej stanowiskach. Są to: szczaw kędzierzawy (*Rumex crispus*), pięciornik rozłogowy (*Potentilla reptans*), karbieniec pospolity (*Lycopus europaeus*), kupkówka pospolita (*Dactylis glomerata*), życica trwała (*Lolium perenne*), niezapominajka błotna (*Myosotis palustris*), perz właściwy (*Elymus repens*), kościenica wodna (*Myosoton aquaticum*), wierzbownica czworoboczna (*Epilobium adnatum*) i wyczyniec kolankowy (*Alopecurus geniculatus*).

Gatunki opisywane jako występujące głównie na glebach o zwiększonej zawartości NaCl (S = 2) oznaczone na badanym terenie to kostrzewa trzcinowata (*Festuca arundinacea*) i łoboda oszczepowata (*Atriplex prostrata*). Obecność kostrzewy trzcinowatej została stwierdzona na 10 zdjęciach fitosocjologicznych, które zlokalizowane były w pobliżu rzeki, a łobodę oszczepowatą oznaczono jedynie na jednym zdjęciu fitosocjologicznym przy drodze.

Rysunek 34 ilustruje liczbę gatunków roślin wykazujących odporność na zwiększoną zawartość NaCl w glebie/wodzie stwierdzonych na poszczególnych zdjęciach fitosocjologicznych. Największa liczba gatunków była notowana w miejscach częściej odwiedzanych przez ludzi oraz w pobliżu rzeki.

Liczba gatunków roślin odpornych na zwiększoną zawartość NaCl w glebie/wodzie na poszczególnych zdjęciach fitosocjologicznych

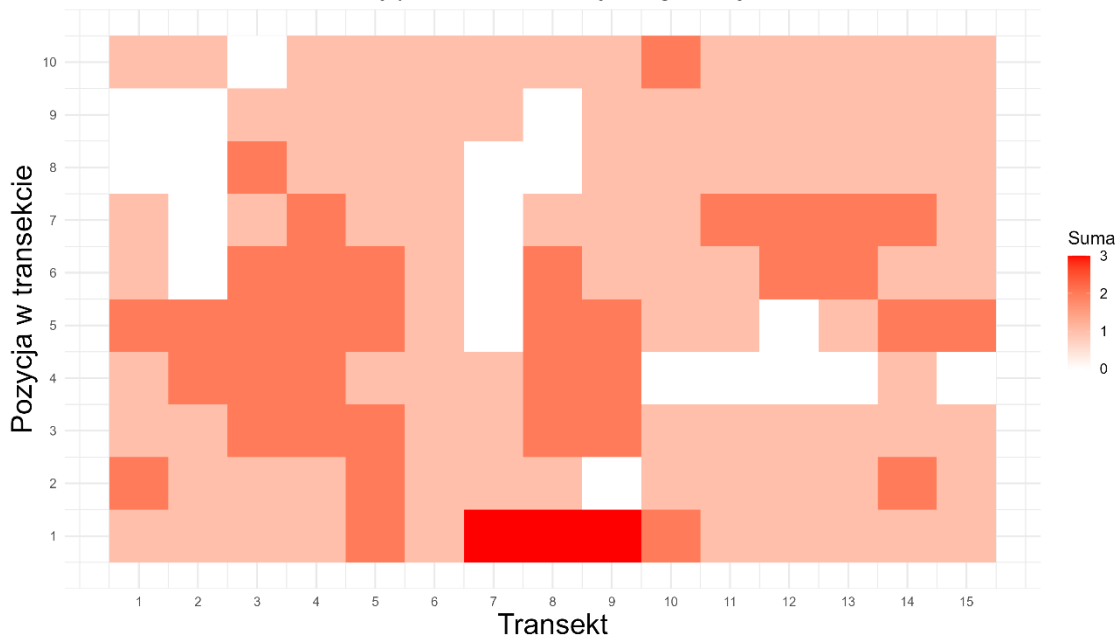


Rysunek 34. Heatmapa liczby gatunków roślin odpornych na zwiększoną zawartość NaCl w glebie/wodzie na poszczególnych zdjęciach fitosocjologicznych

Stwierdzono występowanie czterech gatunków roślin tolerujących zwiększoną zawartość metali ciężkich w glebie (wartość wskaźnika $M = 1$). Najliczniej notowaną z roślin była stwierdzona na 116 zdjęciach fitosocjologicznych i występująca dość równomiernie zarówno przy rzece, w środku lasu, jak i przy drodze jeżyna popielica (*Rubus caesius*). Na około 1/3 stanowisk (53 zdjęcia fitosocjologiczne) obecna była mietlica rozłogowa (*Agrostis stolonifera*). Notowano ją głównie w środkowej części lasu i rzadziej przy rzece. Na trzech stanowiskach zlokalizowanych tuż przy rzece stwierdzono występowanie życicy trwałej (*Lolium perenne*), a na jednym zdjęciu fitosocjologicznym (również tuż przy rzece) oznaczony został powój polny (*Convolvulus arvensis*).

Rysunek 35 obrazuje liczbę gatunków roślin tolerujących zwiększoną zawartość metali ciężkich w glebie stwierdzonych na poszczególnych zdjęciach fitosocjologicznych. Stanowiska, na których stwierdzono występowanie trzech gatunków były zlokalizowane przy rzece – była to jedyna możliwość, ponieważ dwa gatunki, które występowały sporadycznie były obecne jedynie tam. Stanowiska, na których stwierdzono występowanie dwóch gatunków były zlokalizowane głównie w środkowej części lasu.

Liczba gatunków roślin odpornych na zwiększoną zawartość metali ciężkich w glebie na poszczególnych zdjęciach fitosocjologicznych

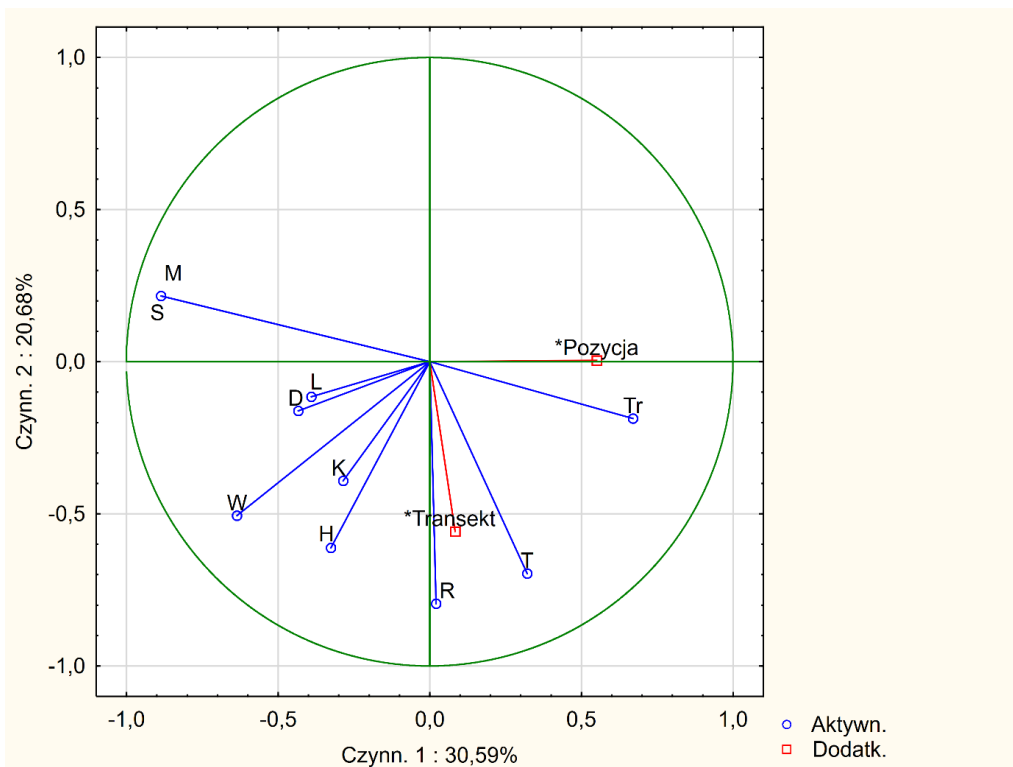


Rysunek 35. Heatmapa liczby gatunków roślin odpornych na zwiększoną zawartość metali ciężkich w glebie na poszczególnych zdjęciach fitosocjologicznych

Analiza głównych składowych (PCA)

W celu identyfikacji głównych gradientów środowiskowych różnicujących badane stanowisko przeprowadzono PCA na podstawie wartości ekologicznych liczb wskaźnikowych.

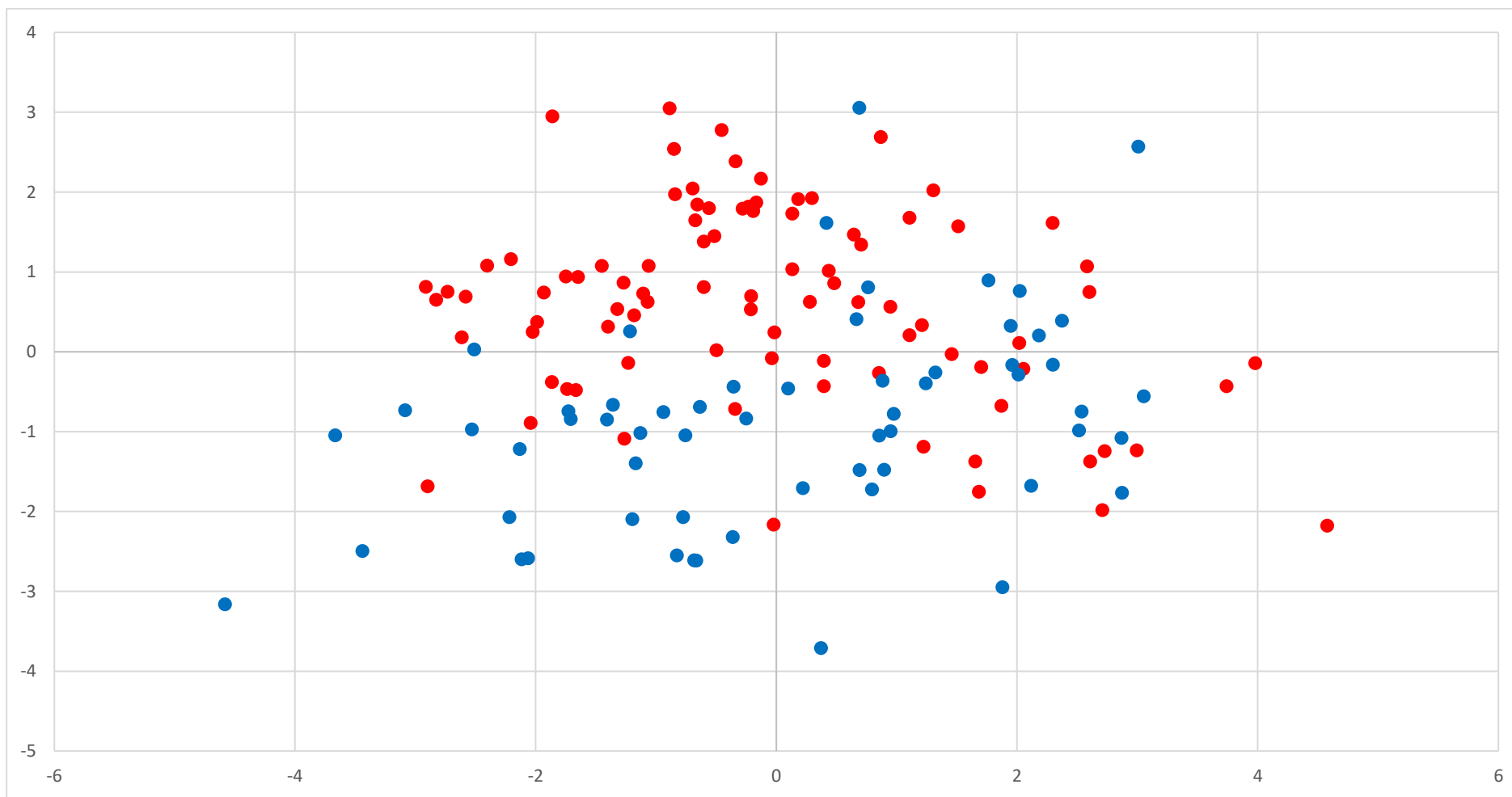
Rysunek 36 przedstawia rozmieszczenie poszczególnych wskaźników ekologicznych w przestrzeni utworzonej przez osie odpowiadające dwóm czynnikom, które wyjaśniają największą część zmienności w wartościach tych wskaźników dla roślin na badanym terenie – czynnik 1. wyjaśnia 30,59% zmienności, czynnik 2. natomiast odpowiada za 20,68% wariacji danych. Łącznie obie główne składowe opisują 51,27% zmienności w strukturze ekologicznej badanego obszaru, co wskazuje na stosunkowo wyraźne gradienty środowiskowe. Niebieskim kolorem zaznaczono zmienne aktywne, czyli liczby wskaźnikowe (L, T, K, W, Tr, R, D, H, S oraz M), a czerwonym kolorem – zmienne dodatkowe (numer transektu, pozycja w transekcji), które skorelowane są z oboma składowymi głównymi i służą celom interpretacyjnym.



Rysunek 36. Analiza PCA dla poszczególnych ekologicznych liczb wskaźnikowych

Czynnik 1. reprezentuje główny gradient siedliskowy, na co wskazuje fakt, że pozycja w transekcie wykazuje z nim bardzo silną korelację. Analiza wariancji ANOVA wykazała, że różnice w wartościach pierwszej składowej głównej w zależności od pozycji w transekcie wykazują silną istotność statystyczną ($p < 0,000001$). Oznacza to, że wraz z odległością od rzeki warunki środowiskowe będą się istotnie zmieniały. Silną dodatnią korelację z pierwszą składową główną wykazuje wskaźnik Tr – im bliżej rzeki tym wartość wskaźnika wyższa (gleby bardziej zasobne), z kolei silną ujemną korelację można zauważyć w przypadku wskaźników S i M – im dalej od rzeki tym więcej gatunków odpornych na zasolenie i zawartość metali ciężkich w glebie. W przypadku efektu transektu wartości czynnika 1. nie były istotnie zróżnicowane.

Czynnik 2. wykazuje istotne statystycznie zróżnicowanie zarówno względem transektu ($p < 0,000001$), jak i pozycji ($p = 0,000451$). Po sporządzeniu wykresu używając wartości obu składowych głównych dla poszczególnych zdjęć fitosocjologicznych jako współrzędnych czynnikowych szczególnie widoczny jest efekt transektu. Rzut przypadków na płaszczyznę czynników przedstawia Rysunek 37. Wyraźnie widać tutaj drugi gradient związany z Czynnikiem 2 wskazujący na zróżnicowanie w wymaganiach roślinności względem siedliska pomiędzy roślinnością rosnącą na północ od Mostu Siekierkowskiego a roślinnością na południe od Mostu Siekierkowskiego.



Rysunek 37. Wynik analizy PCA dla poszczególnych ekologicznych liczb wskaźnikowych dla poszczególnych zdjęć fitosocjologicznych, z uwzględnieniem transektów 1-9 (na północ od Mostu Siekierkowskiego; kolor czerwony) oraz transektów 10-15 (na południe od Mostu Siekierkowskiego; kolor niebieski)

5.2. Analiza ilościowa zawartości pierwiastków w próbach gleby

ANOVA

Dla wybranych pierwiastków Pb, Zn, Cu, Sr, Fe, Ni, Mn, Cl i S przeprowadzono analizę wariancji. Wykazała ona istotnie statystyczne różnice w zawartości Mn, Fe, Ni, Cu, Zn w zależności od wszystkich kombinacji zmiennych. Na stężenie Pb w glebie wpływ miało położenie ($p < 0,000001$), stanowisko ($p = 0,018769$) oraz kombinacja tych zmiennych ($p = 0,000809$). Nie zauważono różnic w zawartości tego pierwiastka ze względu na porę roku. Podobnie było w przypadku Sr, gdzie odnotowano istotne statystycznie różnice w zależności od położenia, stanowiska i kombinacji tych czynników ($p < 0,000001$). W przypadku Cl wykazano istotne statystycznie różnice w zawartości tego pierwiastka w zależności od położenia względem rzeki ($p < 0,000001$), pory roku ($p = 0,000010$) oraz kombinacji tych czynników ($p = 0,002520$).

PCA

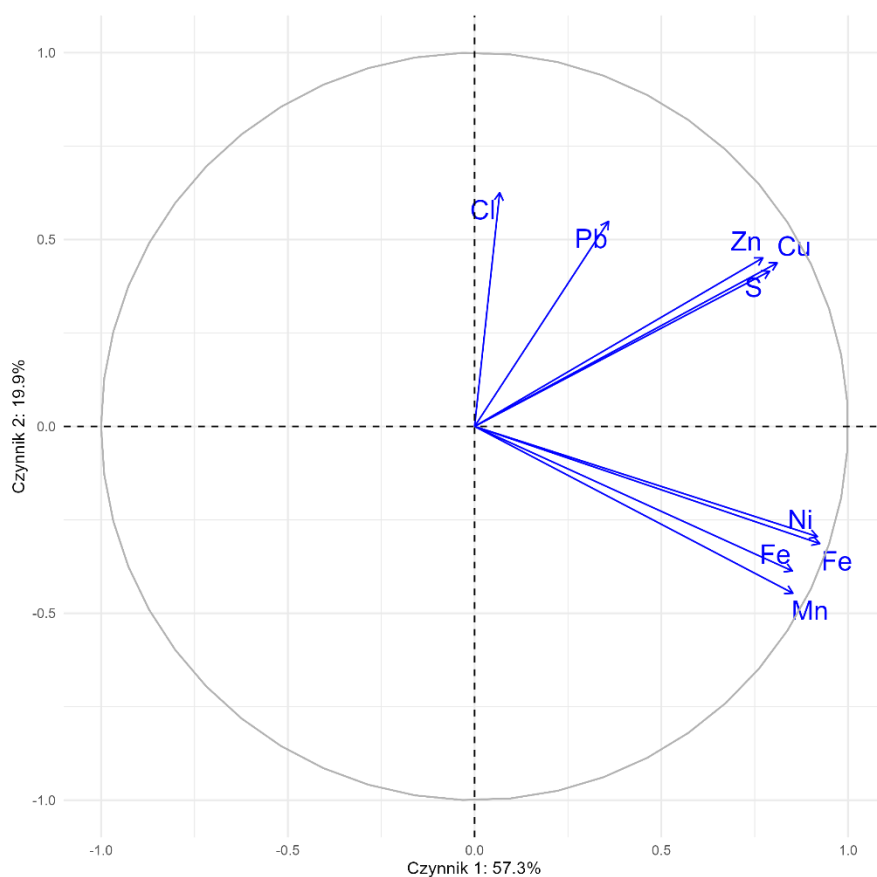
W celu identyfikacji głównych gradientów różnicujących badane stanowisko pod względem występowania Pb, Zn, Cu, Sr, Fe, Ni, Mn, Cl i S w glebie przeprowadzono PCA na podstawie ich obecności w badanych próbach.

Rysunek 38 przedstawia rozmieszczenie wykrytych w glebie pierwiastków w przestrzeni utworzonej przez osie odpowiadające dwóm czynnikom, które wyjaśniają największą część zmienności danych. Pierwsza składowa główna wyjaśnia 57,3% całkowitej wariancji, natomiast druga składowa główna tłumaczy 19,9% wariancji. Razem tłumaczą one 77,2% zmienności. Niebieskim kolorem zaznaczono zmienne aktywne, czyli wykryte pierwiastki.

Czynnik 1. reprezentuje obserwowany dla analizowanych danych gradient, który może być związany ze zmianami stężeń pierwiastków w ciągu roku. Po prawej stronie wykresu widać grupę pierwiastków, które wykazują silną dodatnią korelację z pierwszą składową główną – ich różnice pomiędzy sezonami są na podobnym poziomie dla poszczególnych stanowisk. Cl nie wykazuje korelacji z pierwszą składową główną, co może świadczyć o tym, że zmiany stężeń tego pierwiastka w ciągu roku nie są stałe dla każdego ze stanowisk.

Czynnik 2. dzieli pierwiastki na dwie grupy. Dodatnią korelację wykazują Cl, Pb, Zn, Cu oraz S. Z kolei korelację ujemną wykazują Ni, Fe, Mn oraz Sr. Pierwiastki te są silnie

skorelowane ze sobą, co wskazuje na wspólne pochodzenie lub właściwości chemiczne. Wyraźny podział korelacji pomiędzy dwoma grupami pierwiastków wskazuje najprawdopodobniej na różnice w pochodzeniu pierwiastków w glebie. Można to interpretować, że Ni, Fe, Mn i Sr wykazują wspólne pochodzenie litogeniczne, wynikające z naturalnego składu mineralnego. Pozostałe pierwiastki najprawdopodobniej dostały się do gleby w wyniku działań antropogenicznych. Dodatkowo Zn, Cu i S wykazują silną wzajemną korelację, co może świadczyć o ich wspólnym pochodzeniu oraz o posobnym zachowaniu środowiskowym.



Rysunek 38. Analiza PCA dla poszczególnych zmiennych aktywnych – wykrytych w glebie pierwiastków: Pb, Zn, Cu, Sr, Fe, Ni, Mn, Cl i S – względem dwóch najbardziej wyjaśniających zmiennych czynników

5.3. Analiza ilościowa zawartości pierwiastków w próbach materiału roślinnego

ANOVA

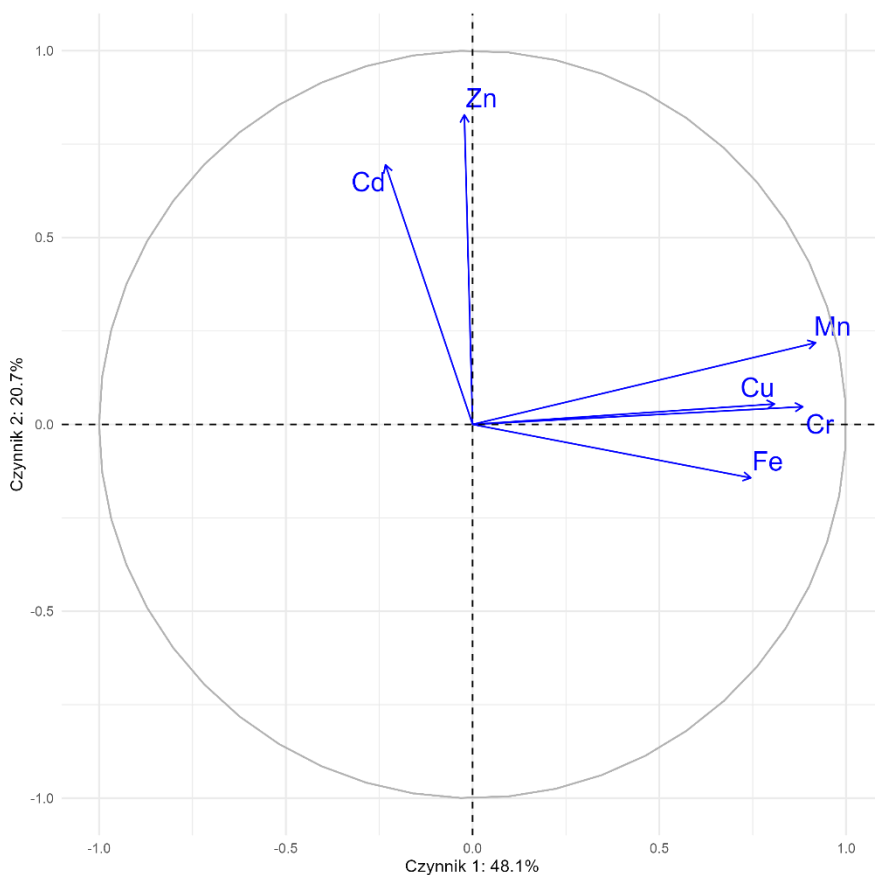
Dla wybranych pierwiastków Cd, Cr, Zn, Cu, Fe oraz Mn przeprowadzono analizę wariancji. Wykazała ona istotnie statystyczne różnice w zawartości Cr, Zn, Cu, Fe oraz Mn w zależności od wszystkich kombinacji zmiennych. Na zawartość Cd stwierdzonego w próbach materiału roślinnego wpływ miało stanowisko ($p = 0,003534$), warstwa roślinności ($p = 0,002688$) oraz pora roku ($p = 0,000001$). Nie stwierdzono wpływu położenia względem drogi na średnie zawartości Cd na liściach.

PCA

Analiza PCA pozwoliła wyróżnić dwa główne gradienty zmienności. Czynniki 1. tłumaczył 48,1% całkowitej wariancji, a czynnik 2. – 20,7%. Pierwsza składowa główna może oznaczać zachodzące zmiany w stężeniach pierwiastków na poszczególnych stanowiskach. Cd nie był wykrywany w żadnej z prób, a Zn charakteryzował się występowaniem na niektórych stanowiskach w czterokrotnie wyższych stężeniach niż średnie. Pozostałe pierwiastki wykazywały silną korelację z pierwszą składową główną oraz pomiędzy sobą, co świadczy o wspólnym podobnym charakterze zachowań w środowisku.

Cd i Zn wykazują silną korelację z drugą składową główną. Na podstawie danych dotyczących zawartości pierwiastków można wnioskować, że składowa ta będzie wskazywała zależność występowania pierwiastków na różnych położeniach względem rzeki i drogi. Pierwiastki te były lokalizowane w większych ilościach na stanowiskach przy drodze. Pierwiastki Mn, Cu, Cr, Fe nie wykazywały różnic w występowaniu pomiędzy lokalizacjami, dlatego też nie zauważa się korelacji z drugą składową główną.

Rysunek 39 ilustruje rozmieszczenie wykrytych w materiale roślinnym pierwiastków w przestrzeni utworzonej przez osie odpowiadające dwóm składowym głównym, które wyjaśniają największą część wariancji danych.



Rysunek 39. Analiza PCA dla poszczególnych zmiennych aktywnych – wykrytych w materiale roślinnym pierwiastków: Cd, Cr, Zn, Cu, Fe oraz Mn – względem dwóch najbardziej wyjaśniających zmienność czynników

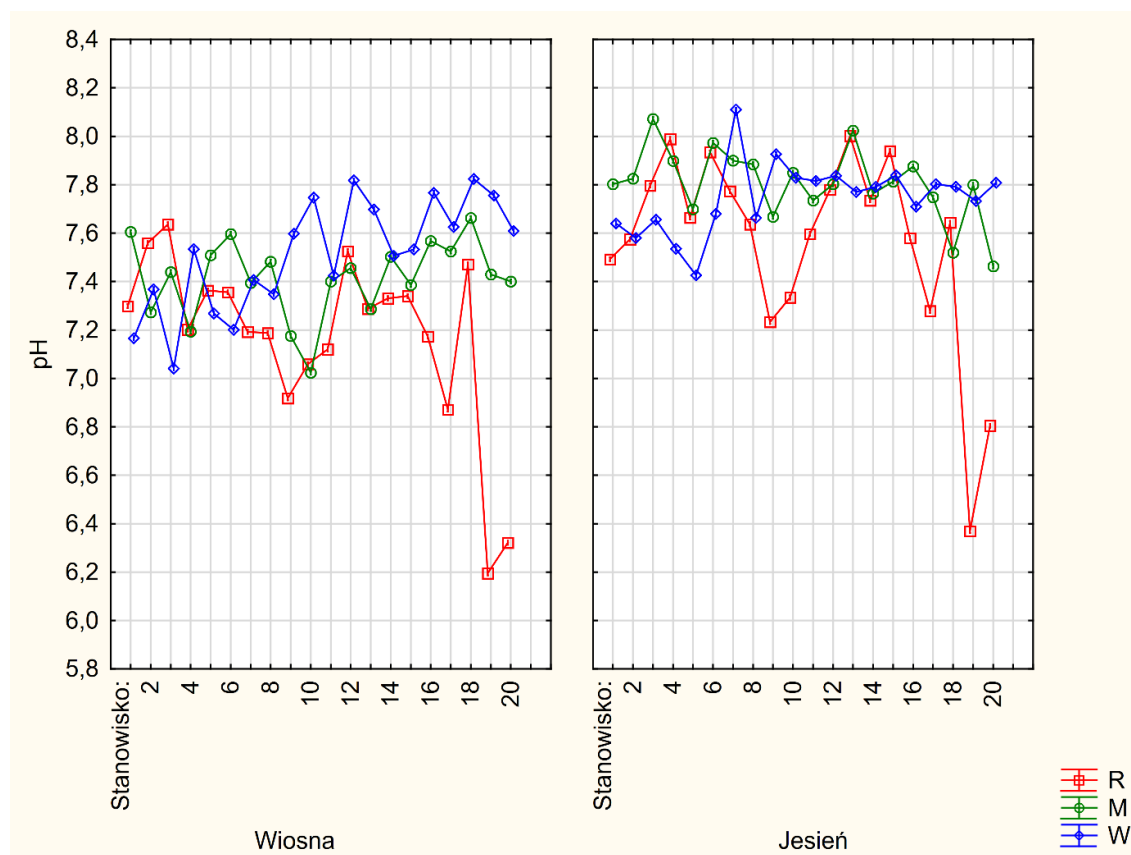
5.4. Oznaczenie pH i EC

Przeprowadzono testy istotności ANOVA, w których uwzględniono wpływ położenia, stanowiska oraz pory roku na odczyn gleby. Oceniono również efekt współdziałania zmiennych (położenie i pora roku, stanowisko i pora roku, położenie i stanowisko oraz kombinacja położenia, stanowiska i pory roku). W każdej z możliwych kombinacji stwierdzono występowanie istotnych statystycznie różnic ($p < 0,000001$).

Wartości pH analizowanych prób glebowych przyjmowały najniższe wartości na stanowiskach zlokalizowanych przy drodze (średnio 7,36). W przypadku tej lokalizacji stwierdzono kilka stanowisk, dla których wartości pH były poniżej 7,0. Dla dwóch stanowisk wartości pH wynosiły około 6,4.

Wiosną najwyższe wartości pH notowano na stanowiskach zlokalizowanych przy rzece. Jesienią wartości pH stanowisk zlokalizowanych przy rzece i w środku lasu były zbliżone, w przeciwieństwie do stanowisk położonych przy drodze. Dla wszystkich

lokalizacji pH jesienią było wyższe w porównaniu do wcześniej wykonywanych pomiarów (Rysunek 40).

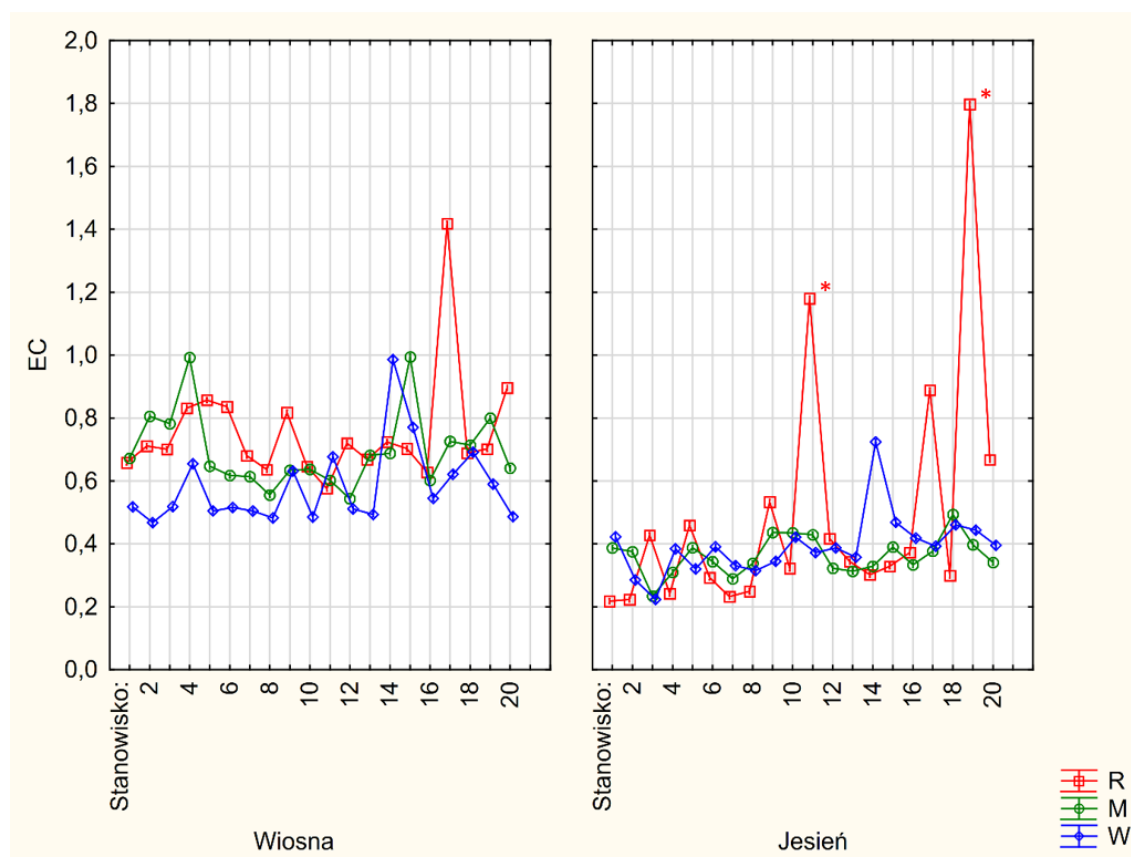


Rysunek 40. Wykresy zależności średniego pH gleby w zależności od badanego stanowiska dla każdego z położń względem rzeki i drogi oraz osobno dla dwóch pór roku: wiosny i jesieni

W przypadku pomiarów EC przeprowadzono testy statystyczne ANOVA, w celu oceny wpływu położenia, stanowiska oraz pory roku na ten parametr. Tak jak w przypadku pH, oceniono również efekt współdziałania zmiennych (położenie i pora roku, stanowisko i pora roku, położenie i stanowisko oraz kombinacja położenia, stanowiska i pory roku). Testy wykazały występowanie istotnych statystycznie różnic w uzyskanych wynikach pomiarów EC w zależności od każdej analizowanej zmiennej oraz ich kombinacji ($p < 0,000001$).

Wartości EC prób pobranych ze środka lasu oraz nad brzegiem rzeki były do siebie zbliżone, przy czym te drugie były w większości stanowisk niższe. Próby pobierane przy drodze były z kolei najwyższe. W przypadku prób pobranych jesienią z dwóch stanowisk przy drodze konieczne było stukrotne pomniejszenie uzyskanych wyników, aby zapewnić czytelność wykresów (dane oznaczone są na wykresie symbolem *). Jedną z tych lokalizacji jest stanowisko, dla którego odnotowano najniższe wartości pH. Wiosną

wartości EC wahały się w granicach 0,55-0,92. Jesienią były niższe (poza dwoma stanowiskami z odchyleniami) i wynosiły od około 0,3 do 0,55 (Rysunek 41).

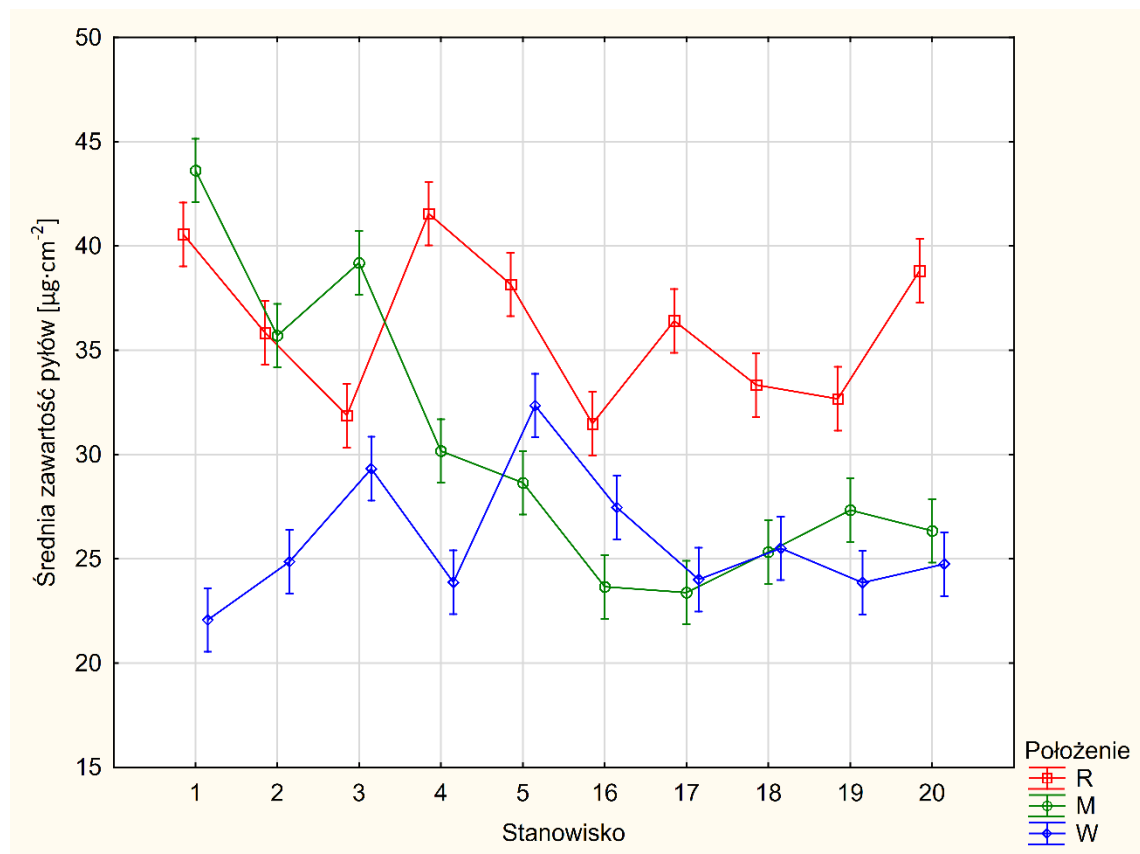


Rysunek 41. Wykresy zależności średniej przewodności elektrycznej gleby w zależności od badanego stanowiska dla każdego z położen względem rzeki oraz drogi oraz osobno dla dwóch pór roku: wiosny i jesieni

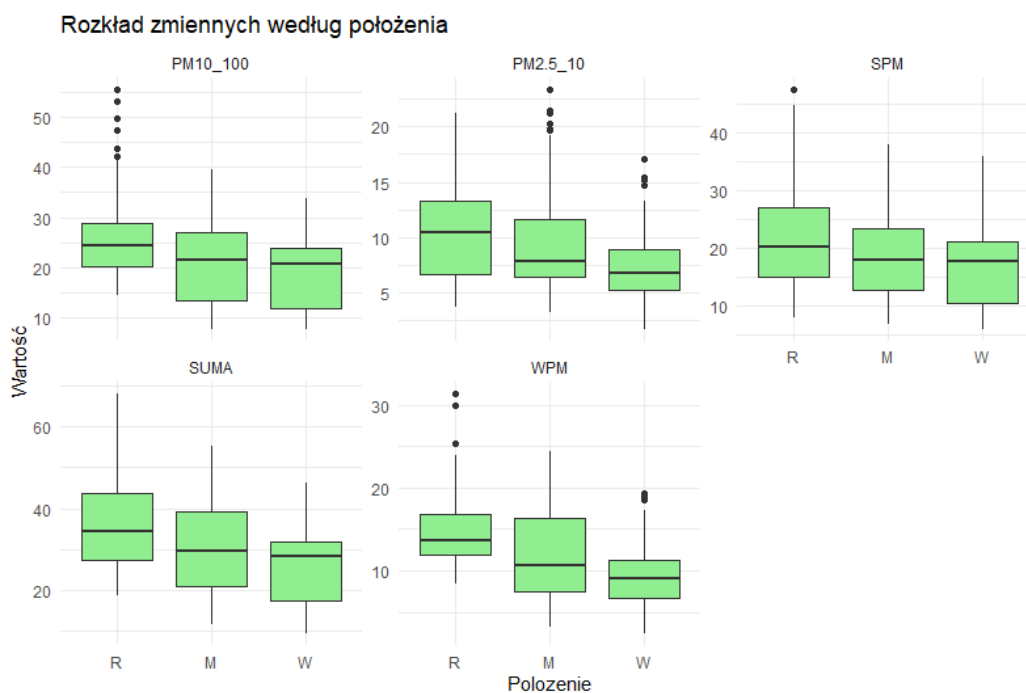
5.5. Pomiary masy PM akumulowanych na powierzchni liści

ANOVA wykazała istotne statystycznie różnice w średniej masie pyłów zawieszonych zakumulowanych na powierzchni liści w zależności od położenia na badanym terenie, stanowiska, warstwy roślinności, z której pobierano materiał roślinny oraz pory roku (we wszystkich przypadkach $p < 0,000001$). Przetestowano również istotność zróżnicowania biorąc pod uwagę współdziałanie zmiennych. Istotne statystycznie różnice stwierdzono w przypadku położenia i stanowiska, położenia i warstwy, stanowiska i warstwy, położenia i pory roku, stanowiska i pory roku oraz kombinacji: położenia, stanowiska i warstwy, położenia, stanowiska i pory roku, położenia, warstwy i pory roku, stanowiska, warstwy i pory roku oraz położenia, stanowiska, warstwy i pory roku. W większości analiz wartość $p < 0,000001$. Dla kombinacji położenia i warstwy $p = 0,005377$, a dla współzależności położenia, warstwy i pory roku $p = 0,000009$.

Rysunek 42 przedstawia wykres średniej masy pyłów spłukanych z materiału roślinnego pobieranego na poszczególnych stanowiskach, w zależności od położenia względem rzeki. Najmniejsze wartości notowano w przypadku stanowisk zlokalizowanych przy rzece. Najwyższe ilości pyłów zawieszonych zostały uzyskane z prób pobranych ze stanowisk przylegających do ciągu komunikacyjnego. Na obszarze położonym na południe od Mostu Siekierkowskiego zawartości pyłów w centralnej części kompleksu leśnego oraz przy brzegu Wisły pozostawały na zbliżonym poziomie. Na obszarze badawczym położonym na północ od mostu środkowa część lasu charakteryzowała się podobnym stopniem zanieczyszczenia pyłami jak stanowiska położone przy drodze. Analogiczne zależności obserwowano dla obu analizowanych frakcji PM: zarówno PM₁₀₋₁₀₀, jak i PM_{2,5-10} oraz dla pyłów akumulowanych na powierzchni blaszki liściowej (sPM) i zatrzymywanych w woskach epikutycznych (wPM) (Rysunek 43).



Rysunek 42. Wykres zależności średniej zawartości pyłów zawieszonych zakumulowanych na liściach w zależności od badanego stanowiska dla każdego z położen względem rzeki oraz drogi

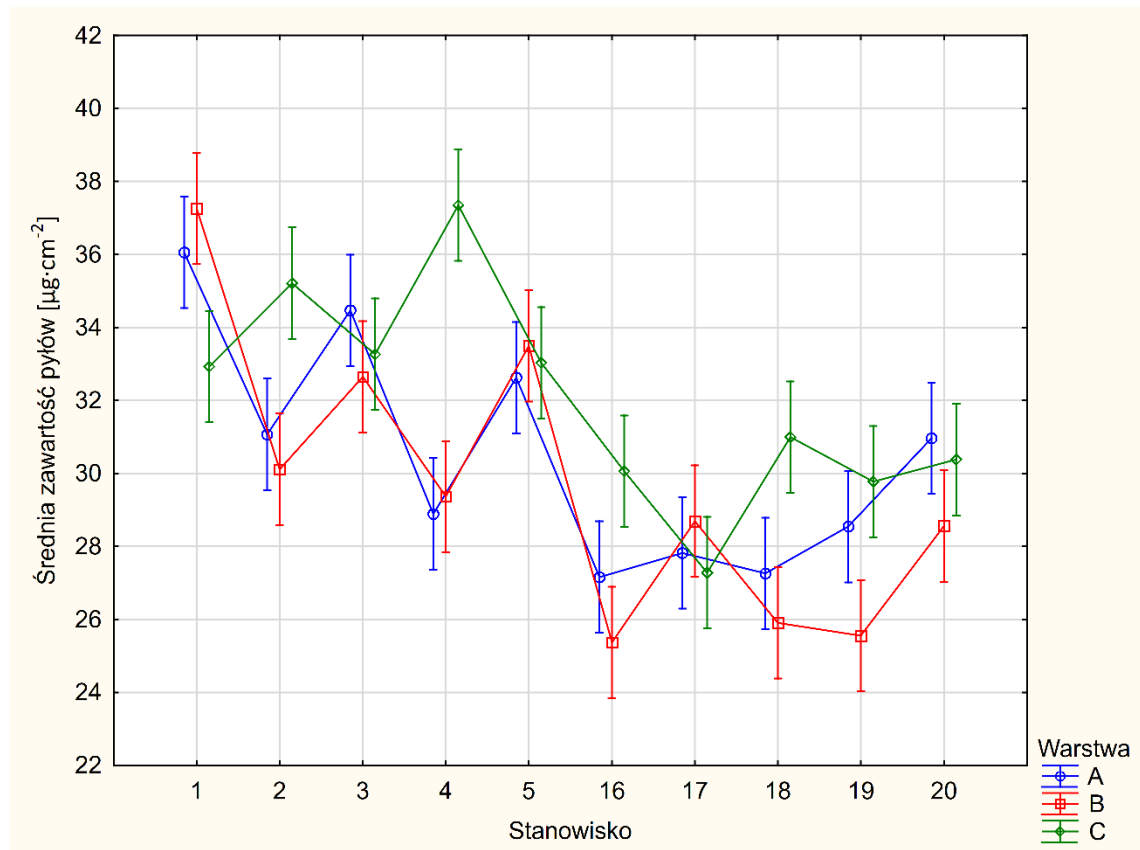


Rysunek 43. Wykresy zależności średniej zawartości pyłów zawieszonych różnych frakcji oraz typu zakumulowanych na liściach w zależności od położenia względem rzeki oraz drogi

Średnia zawartość PM zakumulowanych na liściach zebranych na stanowiskach zlokalizowanych przy drodze była o 40% większa niż dla stanowisk przy rzece. Z kolei stanowiska zlokalizowane w centralnej części lasu wykazywały średnio o 18% wyższą akumulację pyłów, w porównaniu do stanowisk nadrzecznych. Taki sam gradient akumulowania PM stwierdzono dla pyłów frakcji 10-100 μm . Najniższą masę PM₁₀₋₁₀₀ otrzymywano po opłukaniu materiału roślinnego ze stanowisk zlokalizowanych przy rzece. W środkowej części lasu akumulacja tej frakcji była o 12% wyższa, natomiast przy drodze było to już 38% więcej. Masa PM o mniejszej średnicy (2,5-10 μm) na stanowiskach znajdujących się w środkowej części lasu była większa w porównaniu do stanowisk nadrzecznych (wzrost o 31%), a największą akumulację tych zanieczyszczeń notowano bezpośrednio przy ulicy (wzrost o 44% względem stanowisk nadwiślańskich).

PM osadzające się na powierzchni liści stanowiły większą część zakumulowanych na liściach pyłów. Średnio było ich o 60% więcej w porównaniu do wPM. Największa różnica pomiędzy sPM a wPM zakumulowanymi na materiale roślinnym była na stanowiskach przy rzece – zawartość sPM była o 79% większa. Mniejsze wartości osiągnięto w środkowej części lasu. Tam sPM było o 63% więcej w porównaniu do wPM. Przy drodze zawartość sPM była o 46% większa niż wPM.

sPM i wPM w największej ilości oznaczano przy drodze. Wartości były tam odpowiednio o 29 i 59% większe w porównaniu do wartości średnich ilości oznaczanych przy brzegu rzeki. Natomiast w środku lasu masa sPM i wPM była kolejno o 13 i 25% większa niż dla stanowisk zlokalizowanych przy rzece.



Rysunek 44. Wykres zależności średniej zawartości pyłów zawieszonych zakumulowanych na liściach w zależności od badanego stanowiska dla każdej z badanych warstw roślinności

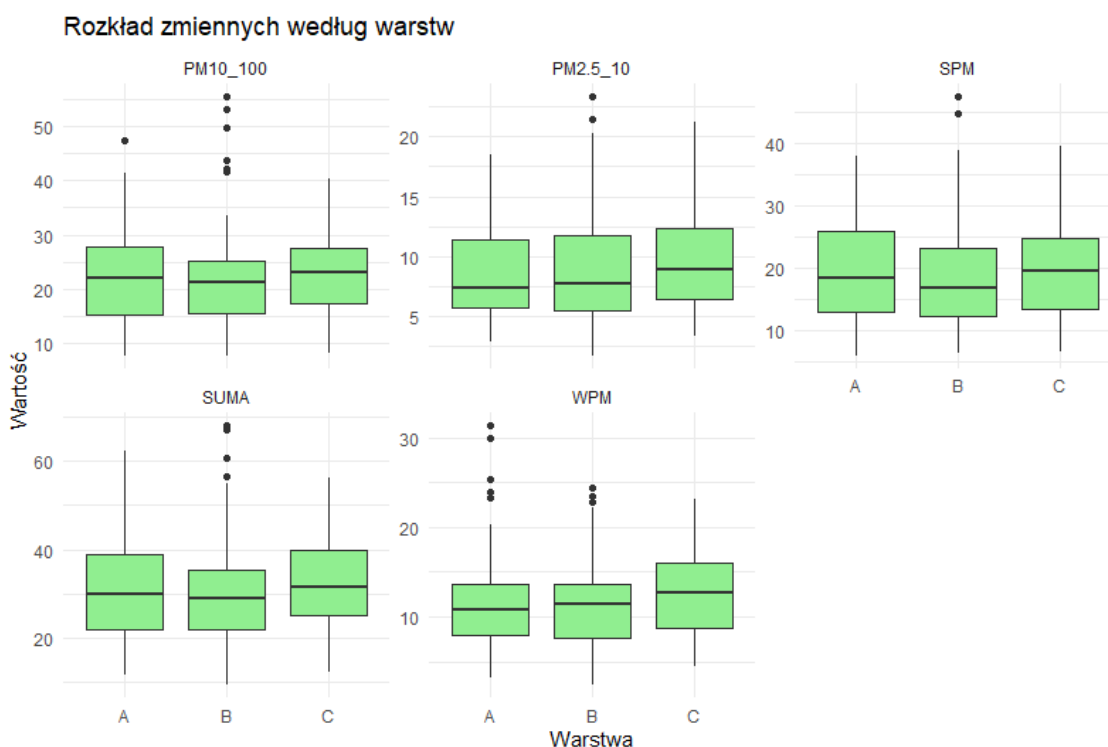
W trakcie badań porównano również ilość pyłów zawieszonych zakumulowanych na liściach w zależności od warstwy roślinności, z której zostały one zebrane (Rysunek 44). Największa masa pyłów została zanotowana na warstwie C, gdzie wynosiła ona średnio 32,0 µg/cm². Mniej pyłów osadziło się w warstwie A (drzewa), gdzie pomiary wykazały osadzenie się 30,5 µg/cm² – 5% mniej, a najmniej w warstwie B (krzewy i zarośla), gdzie osadziło się średnio 29,7 µg/cm² – 7% mniej niż w warstwie roślin zielnych.

Większe różnice były odnotowane pomiędzy lokalizacjami, z których pobierane były próby. Na próbach zebranych na stanowiskach 1-5, położonych na północ od Mostu Siekierkowskiego, odnotowano większe zanieczyszczenia niż na stanowiskach 16-20, na południe od mostu Siekierkowskiego. W warstwie A na północnej części

otrzymywano średnio $32,6 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ PM, a na południowej $26,8 \mu\text{g}/\text{cm}^2$, czyli o 18% mniej PM. Dla warstwy B zmierzono odpowiednio $32,6 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ i $28,3 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ (13% mniej), a w przypadku warstwy C $34,4 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ i $29,7 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ (14% mniej).

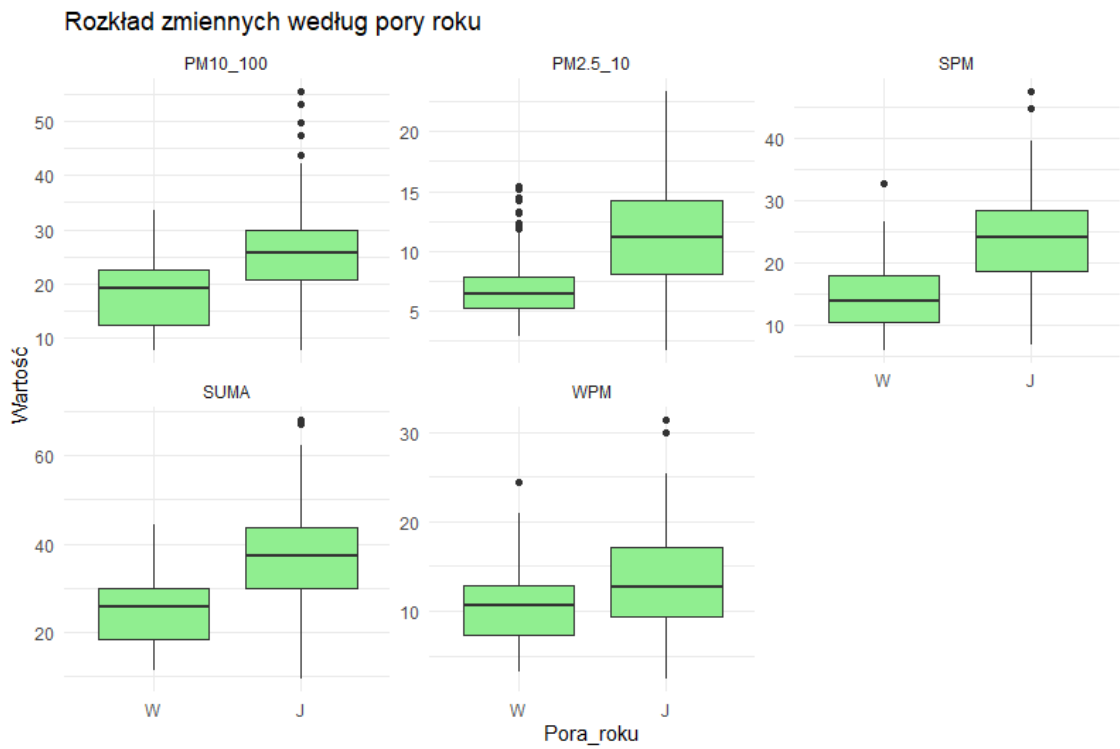
Dokonano również analizy dystrybucji pyłów zawieszonych w podziale na poszczególne frakcje wielkościowe oraz sposoby akumulacji na powierzchni blaszki liściowej, w zależności od warstwy roślinności (Rysunek 45). W odniesieniu do frakcji $\text{PM}_{2,5-10}$ oraz PM_{10-100} zaobserwowano istotną zależność dotyczącą proporcji pomiędzy obiema kategoriami. Frakcja PM_{10-100} dominowała we wszystkich warstwach roślinności, stanowiąc znaczną większość zdeponowanych pyłów. W warstwie A zmierzono osad PM_{10-100} na poziomie $21,8 \mu\text{g}/\text{cm}^2$, a $\text{PM}_{2,5-10}$ na poziomie $8,7 \mu\text{g}/\text{cm}^2$. Oznacza to, że pyłów o większej granulacji było 2,5 raza więcej niż PM o mniejszych cząstkach. Podobny stosunek został zaobserwowany dla pozostałych warstw roślinności. W warstwie B, zawartość PM_{10-100} wynosiła $20,9 \mu\text{g}/\text{cm}^2$, a $\text{PM}_{2,5-10}$ – $8,8 \mu\text{g}/\text{cm}^2$. Dla warstwy C, znajdującej się najniżej, średnia zawartość pyłów wynosiła odpowiednio $22,4 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ oraz $9,6 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ dla obu frakcji cząstek pyłów.

Analizując pyły zawieszane, które akumulowane są na powierzchni liścia (sPM) oraz pyły, które akumulują się w warstwie wosków pokrywających tkanki roślinne (wPM), stwierdzono wyraźną przewagę sPM we wszystkich badanych warstwach roślinności. Stosunek pomiędzy sPM do wPM, był podobny i wynosił od 1,5:1 do 1,7:1, w zależności od warstwy roślinności. W warstwie A zmierzono masę pyłów typu sPM na poziomie $19,2 \mu\text{g}/\text{cm}^2$, natomiast wPM $11,3 \mu\text{g}/\text{cm}^2$. Dla warstwy B zmierzone wartości wynosiły odpowiednio $18,3 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ oraz $11,4 \mu\text{g}/\text{cm}^2$, natomiast dla warstwy C $19,3 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ oraz $12,7 \mu\text{g}/\text{cm}^2$.



Rysunek 45. Wykres zależności średniej zawartości pyłów zawieszonych zakumulowanych na liściach w zależności od warstwy roślinności, z której pobierany był materiał roślinny

Niezależnie od położenia względem rzeki, jesienią notowano średnio większą zawartość pyłów na liściach. W przypadku stanowisk nad rzeką wzrost ten był niższy (z około 23 na 29 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$, wzrost o 26%), niż w przypadku środka lasu (z 24 na 36 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$, wzrost o 50%) czy skraju lasu przy drodze (wzrost z około 27 na 44 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$, wzrost o 63%). Wiosną na stanowiskach położonych na południe od Mostu Siekierkowskiego stwierdzano średnio mniejsze nagromadzenie pyłów na liściach (ok. 20 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ w porównaniu do ok. 30 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ po drugiej stronie mostu, 33% mniej osadów). Jesienią natomiast zawartość pyłów była podobna na wszystkich stanowiskach – zarówno na północ, jak i na południe od Mostu Siekierkowskiego (ok. 37 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$). Zależność taka obserwowano dla każdej z frakcji PM oraz typu (Rysunek 46).



Rysunek 46. Wykresy zależności średniej zawartości pyłów zawieszonych różnych frakcji oraz typu zakumulowanych na liściach w zależności od pory roku

6. Dyskusja wyników

6.1. Przekształcenia łągów wierzbowo-topolowych pod wpływem antropopresji

Nadrzeczne łągi wierzbowo-topolowe są niezwykle rzadkie i cenne w skali kraju. Ich potencjalna biochora wynosi zaledwie 1,41% obszaru Polski (Matuszkiewicz i Wolski, 2023). Jednak rzeczywista zajmowana przez nie powierzchnia, ze względu na oddziaływania antropogeniczne, może być jednak o wiele mniejsza (Matuszkiewicz i in., 2012; Dyderski i Jagodziński, 2014). Wielu badaczy podejmujących temat badań roślinności dolin rzecznych podkreśla, że zachowane są jedynie nieliczne fragmenty tych zbiorowisk (Jankowski i Świerkosz, 1995; Kołaczkowska, 2010; Kowalska, 2011, Dyderski i Jagodziński, 2014; Piątkowski i in., 2018). Jankowski i Świerkosz (1995) już w latach 90. XX wieku zwrócili uwagę na fakt, iż zasięg łągu wierzbowo-topolowego potencjalnie obejmuje całą dolinę Odry, lecz „w związku z regulacją i budową obwałowań zachował się jedynie w bardzo niewielkich fragmentach”.

W badaniu przekształceń środowiska szczególne znaczenie mają analizy porównawcze, które umożliwiają ocenę kierunków i zakresu zmian w strukturze gatunkowej ekosystemów w danym obszarze. Tego rodzaju podejście pozwala na obiektywne określenie dynamiki przekształceń biocenotycznych w wyniku oddziaływań antropogenicznych. Ze względu jednak na ograniczoną dostępność danych umożliwiających bezpośrednio porównania w czasie, w niniejszej analizie wykorzystano wyniki wcześniejszych opracowań badawczych dotyczących: struktury gatunkowej i przekształceń terenów zieleni miejskiej Warszawy, rezerwatów zlokalizowanych w granicach miast, rezerwatów obejmujących zbiorowiska łągowe, terenów nadrzecznych w dolinach rzek poddanych presji antropogenicznej oraz łągów topolowych występujących poza obszarami zurbanizowanymi.

Przykładami badań porównawczych danego obszaru dolin nadrzecznych mogą być badania Piątkowskiego i in. (2018) oraz Zaniewskiego i in. (2021). Prace prowadzone przez Piątkowskiego i in. (2018) miały na celu ocenić stan zbiorowisk roślinnych występujących w dolinie Pilicy. Obejmowały one odcinek od Nowego Miasta nad Pilicą do Tomczyc, liczący 15 km. Wynik badań zestawiono z danymi dotyczącymi stanu roślinności tego obszaru w latach 80. XX wieku, opublikowanymi przez Osuchowską (1995). Wykazano duży wpływ na zmianę warunków środowiskowych badanego terenu

na przestrzeni lat. Stwierdzono, że duże znaczenie miała działalność człowieka związana z uruchomieniem Zbiornika Sulejowskiego w 1974 roku. Osuchowska (1995) sygnalizowała jego wpływ na kształtowanie się zbiorowisk roślinnych doliny Pilicy, wynikający ze stabilizacji poziomu wód. Zwróciła uwagę na zanikanie łągu topolowego *Populetum albae*. Piątkowski i in. (2018) podczas badań prowadzonych w 2016 roku nie stwierdzili już występowania tego syntaksonu. Opisano jedynie obecność zniekształconych łągów *Salicetum albo-fragilis*. Piątkowski i in. (2018) porównali również liczbę gatunków obcych stwierdzonych w latach 80. XX wieku oraz w 2016 roku. Odnotował wystąpienie siedmiu nienotowanych przez Osuchowską (1995) gatunków kenofitów: niecierpka drobnokwiatowego (*Impatiens parviflora*), rdestowca ostrokończystego (*Reynoutria japonica*), nawłoci późnej (*Solidago gigantea*), nawłoci kanadyjskiej (*Solidago canadensis*), kolczurki klapowanej (*Echinocystis lobata*), moczarki kanadyjskiej (*Elodea canadensis*) oraz lilaka pospolitego (*Syringa vulgaris*). Odnotowali również zwiększenie częstości występowania klonu jesionolistnego (*Acer negundo*) w odniesieniu do badań Osuchowskiej (1995). W niniejszej pracy wykazano także fragmentaryzację zbiorowiska leśnego łągowego oraz znaczący problem z występowaniem klonu jesionolistnego (*Acer negundo*), który wypiera florę rodzimą.

Zaniewski i in. (2021) swoje badania oparli na mapach występowania poszczególnych zbiorowisk roślinnych w dolinie Narwi, na wysokości Wieliszewa, które sporządzili Solon i Plit (1992). Dokonali oni rekonstrukcji roślinności na badanym terenie w 1960 oraz 1987 roku. Porównanie tych map pozwoliło zauważyć zanik płatu związku *Salici-Populetum* oraz obszaru zajętego przez wikliny (*Salicetum triandro-viminalis*) w 1987 roku, notowanych na tym obszarze we wcześniejszych latach. Najprawdopodobniej wpływ miało na to powstanie w 1963 roku Zalewu Zegrzyńskiego i spowodowane tym osuszenie inwentaryzowanego przez nich obszaru. Tereny zaklasyfikowane uprzednio jako szuwały (*Phragmiteta*) uległy przekształceniu w ols porzeczkowy (*Ribes nigri-Alnetum*), łąki świeże (*Arrhenatherion*) zanikły, a pojawiły się pastwiska (*Lolio-Cynosuretum*). Zauważono również wykształcenie się łągu olszowo-jesionowego (*Fraxino-Alnetum*). W 2017 roku Zaniewski i in. (2021) dokonali dokumentacji flory tego terenu i stwierdzili zwiększenie udziału zbiorowisk leśnych – powiększeniu uległ obszar zajmowany przez *Ribes nigri-Alnetum* i *Fraxino-Alnetum* kosztem *Lolio-Cynosuretum* oraz łąkowisk (*Salicetum pentandro-cinereae*). Na analizowanym obszarze wykształcił się łąg wiązowy (*Ficario-Ulmetum*), grąd (*Carpinum betuli*) oraz zbiorowisko z *Pinus*

sylvestris. Przeprowadzone przez tych badaczy obserwacje pokazują dwa zachodzące na tym obszarze procesy: sukcesję ekologiczną oraz grądowienie. Sukcesja ekologiczna przejawia się przekształceniem zbiorowisk nieleśnych i zaroślowych w zbiorowiska leśne. Grądowienie natomiast widoczne jest w ustępowaniu zbiorowisk klasy *Salicetea purpureae*, związanych z występującymi okresowo zalewami terenów, na korzyść zbiorowisk niewykazujących takich zależności.

W przypadku roślinności równiny zalewowej Wisły w Łomiankach badania porównawcze występowania i powierzchni zajmowanej przez poszczególne typy roślinności w roku 1985 i 2009 wykazały spadek powierzchni łągów wierzbowo-topolowych z 14% badanego obszaru do 6,44% (Kowalska, 2011).

Naukowcy zgodnie informują więc o postępujących procesach degradacyjnych nadrzecznych zbiorowisk łągowych. Prowadzone w ramach niniejszej pracy badania również świadczą o wysokim poziomie przekształcenia tego zbiorowiska – duża liczba i udział gatunków inwazyjnych we florze badanego terenu, obecność gatunków synantropijnych i ruderalnych oraz wysoki udział gatunków niezgodnych z siedliskiem są tego potwierdzeniem.

Badania nad roślinnością znajdującą się w dolinie Wisły na przełomie XIX i XX wieku podjął Künstler (2000). Prowadzone przez niego prace nie skupiały się jednak na opisywaniu i dokumentowaniu flory konkretnych terenów, lecz stanu przekształcenia zbiorowisk roślinnych i ogólnym udziale stwierdzonych syntaksonów na badanym przez niego terenie. Praca przedstawia opis roślinności opisaną na terenach, które oceniono jako związek *Salici-Populetum*. Nie podano jednak dokładnie, które dane dotyczą Warszawy, a które terenów pozamiejskich. Kowalska (2009, 2010, 2011, 2012) również realizowała badania roślinności nadwiślańskiej na terenie Mazowsza, lecz swoim obszarem obejmowały one głównie tereny pozamiejskie.

Dla analizowanego w ramach niniejszych badań obszaru średnia wartość indeksu Shannona-Wienera wyniosła 3,03, co świadczy o wysokim bogactwie florystycznym. Fornal-Pieniak i in. (2021) dla lasów miejskich Warszawy wykazali wartość tego wskaźnika na poziomie 0,45, co z kolei wskazuje na wysoki stopień przekształcenia tych fitocenoz. W badaniach Archicińskiego i in. (2021) wartość indeksu Shannona-Wienera dla terenów zalewowych w Warszawie wyniosła 1,79, co wskazuje na umiarkowane różnicowanie florystyczne. Kowalska (2011) analizując roślinność równiny zalewowej

doliny środkowej Wisły w 1985 roku (na podstawie opracowań kartograficznych) oraz w 2009 roku obliczyła wartość wskaźnika Shannona-Wienera na 1,98 w latach 80. XX wieku. W 2009 roku dla tego samego terenu wskaźnik ten przyjął wartość 2,48. Wynikało to z większego udziału gatunków obcych na badanym terenie oraz zmiany stosunków wodnych tego obszaru, w wyniku których teren uległ osuszeniu.

Średnie bogactwo florystyczne dla badanego obszaru to 22,65 gatunku. Archiciński i in. (2021), którzy analizowali stanowiska nadwiślańskie w Warszawie odnotowali występowanie średnio 15,4 gatunku w silnie przekształconych zespołach *Populetum albae* var. *Acer negundo*. Bardzo zbliżone dane dla lasów miejskich w Warszawie uzyskali Fornal-Pieniak i in. (2021), stwierdzając średnio 15,38 gatunku na zdjęciu fitosocjologicznym.

W skali kraju średnia liczba gatunków w łąkach wierzbowych wynosi 15-30 gatunków, a w łąkach topolowych jest to 20-30 gatunków (Borysiak i in., 2004; Matuszkiewicz, 2007). Uzyskane w ramach prowadzonych badań wartości mieszczą się więc w wartościach ustalonych przez innych badaczy. Dyderski i Jagodziński (2014) stwierdzili obecność średnio 17,5 gatunku w badanych płatach łąków wierzbowych w dolinie Warty na terenie Poznania. Borysiak (1994) dla doliny tej rzeki w jej środkowym i dolnym biegu, opisywał średnio 22,4 gatunku. Natomiast Borysiak (2004) w Dolinie Dolnej Odry opisywał średnio 22,8 gatunku dla związku *Salicetum albo-fragilis*. W badanych płatach łąków topolowych w dolinie Warty na terenie Poznania Dyderski i Jagodziński (2014) stwierdzili obecność średnio 19 gatunków. W latach 1981-1984 dla Poznańskiego Przełomu Warty Ratyńska (2001) stwierdzała średnio 26 gatunków roślin.

Künstler (2000) w dolinie Wisły (na odcinku od ujścia Pilicy do ujścia Narwi) stwierdził występowanie 426 gatunków. Dla terenów, na których odnotowano zespół *Salici-Populetum* oznaczył 111 gatunków.

Cennych informacji na temat stanu przekształcenia zbiorowisk roślinnych dostarczają wskaźniki obcości flory. Wskaźnik antropofityzacji badanego w ramach niniejszych badań obszaru wyniósł 19,46%, natomiast wskaźnik kenofityzacji – 12,75%.

Chojnacki i Sudnik-Wójcikowska (1994) ustalili udział gatunków obcych we florze Warszawy na poziomie 30%, wskaźnik kenofityzacji wyniósł z kolei 9%. Można więc zaobserwować, że w porównaniu do flory Warszawy z tamtego okresu na badanym

terenie liczba gatunków obcych jest mniejsza niż ich ogólna liczba notowana w mieście. Odnotowano jednak większy udział kenofitów. W badaniach dotyczących oceny przekształcenia lasów miejskich w Warszawie wskaźnik antropofityzacji osiągnął 6,89%, a kenofityzacji – 6,42% (Fornal-Pieniak i in., 2021). W porównaniu do obszaru badanego w ramach niniejszej pracy zauważono, że udział gatunków obcych w łągach jest wyższy niż w badanych przez Fornal-Pieniak i in. (2021) grądach.

Künstler (2000) w dolinie Wisły dla terenów, na których opisano zespół *Salici-Populetum*, określił współczynnik antropofityzacji na poziomie 9%. Jest to wartość niższa niż uzyskana w niniejszych badaniach, należy jednak zauważyć, że badania te prowadzone były ponad 25 lat temu. Przytoczone powyżej publikacje naukowe pokazywały, jak szybko mogą zachodzić procesy degradacji siedlisk (Kowalska, 2011; Piątkowski i in., 2018; Zaniewski i in., 2021).

Uzyskane w ramach niniejszej pracy wartości wskaźników obcości flory wykazują dużą zbieżność z wynikami prezentowanymi dla analiz przekształcenia zbiorowisk nadrzecznych w innym dużym mieście Polski – Poznaniu. W dolinie Warty, na terenie Poznania, Dyderski i Jagodziński (2014) stwierdzili wysoki poziom przekształcenia na terenach zajmowanych przez zespoły *Salicetum albo-fragilis* oraz *Populetum albae*. W przypadku pierwszego zespołu wskaźnik antropofityzacji wyniósł 26,3%, zaś wskaźnik kenofityzacji – 17,8%. W łągach topolowych wartości te wynosiły odpowiednio 19,2% oraz 14,3%. Wskazuje to na bardzo wysoki udział gatunków obcych, spowodowany najprawdopodobniej silną antropopresją. Wyniki te są wyższe niż uzyskane w ramach prowadzonych badań, co pokazuje, że lasy łągowe występujące na terenach miejskich są najprawdopodobniej bardzo podatne na wkraczanie nowych gatunków na ich teren. Dyderski i Wrońska-Pilarek (2015) analizowali skład gatunkowy użytków ekologicznych „Dębina I” i „Dębina II” zlokalizowanych przy Warcie, na terenie Poznania. Wskaźnik antropofityzacji tego terenu wyniósł 23,7%, wskaźnik kenofityzacji natomiast 15,9%. Pokazuje to jak bardzo silnie przekształcone są lasy łągowe zlokalizowane na terenach zurbanizowanych.

Krawczyk (2011) przeprowadził metodą kartogramową analizę roślinności w dolinie Sanu. Zbadał on bogactwo florystyczne na odcinku doliny tej rzeki od Ulanowa do jej ujścia do Wisły, liczącym 50 km. Łącznie badaniami objął 366 pól badawczych o powierzchni 1 km² każde. Flora badanego obszaru obejmowała 1033 gatunki, średnio

na jedno pole badawcze przypadło 248,4 gatunku. Wartość współczynnika antropofityzacji wyniosła 18,1%, wartość współczynnika kenofityzacji – 7,1%.

Kilka lat później ocenę flory doliny Sanu podjęli Nobis i in. (2016). Wybrali oni metodę transektową, ustalając 10 transektów na badanym obszarze, rozmieszczonych co 15 km, a każdy z nich liczył 14 poletek o powierzchni 1 km² – rozmieszczono po 7 stanowisk badawczych po obu brzegach Sanu. Stwierdzili oni występowanie mniejszej liczby gatunków roślin niż Krawczyk (2011) – oznaczyli 967 gatunków roślin naczyniowych. Współczynnik antropofityzacji wyniósł 19,65%. Nie podali oni liczby gatunków kenofitów stwierdzonych na badanym terenie. W tym przypadku na terenach nadrzecznych, pomimo, iż nie występowała silna antropopresja stwierdzono wysoki udział gatunków obcych.

Hanczaruk i Kompała-Bąba (2016) badali bogactwo florystyczne fragmentu rzeki Kłodnicy w Gliwicach. Na badanym terenie stwierdzili występowanie 152 gatunków roślin naczyniowych. Współczynnik antropofityzacji wyniósł 28,9%, współczynnik kenofityzacji – 15,1%. Świadczy to o wysokim udziale gatunków obcych we florze badanego terenu i potencjalnych zagrożeniach dla rodzimych gatunków wynikających z ekspansji gatunków zawleczonych.

Polowczyk i in. (2007) podjęli się oceny bogactwa dendroflory na terenie doliny Odry zlokalizowanego w obrębie Obniżenia Ścinawskiego. Na sześciokilometrowym odcinku położonym wzdłuż rzeki opisali występowanie 63 gatunków drzew i krzewów. Współczynnik antropofityzacji wyniósł 19%, współczynnik kenofityzacji – 15,9%. Wojtkowiak i in. (2013) również badali bogactwo dendroflory (w tym wzięli również pod uwagę krzewy i pnącza) w dolinie Odry. Analizowali oni obszar o długości 17 km położony w Obniżeniu Milicko-Głogowskim. Wśród 45 gatunków oznaczonych na badanym terenie stwierdził występowanie siedmiu gatunków obcych (współczynnik antropofityzacji – 15,5%), w tym pięciu kenofitów (współczynnik kenofityzacji – 11,1%).

Na terenie rezerwatu Łęgi Wieliszewskie zlokalizowanego w dolinie Narwi wskaźnik antropofityzacji flory wynosił 6,4%, a wskaźnik kenofityzacji – 5,3%, co określone zostało jako wartości niskie i świadczy o znaczącej przewadze gatunków rodzimych na tym terenie (Zaniewski i in., 2021).

W przypadku rezerwatów, zlokalizowanych na terenach miast obserwowany jest spadek bogactwa gatunkowego, przy jednoczesnym wzroście udziału antropofitów we florze

tych terenów. Grabowska (2016) analizując florę rezerwatu „Skarpa Ursynowska” w Warszawie stwierdziła spadek liczby gatunków z 205 w 1990 roku (przed utworzeniem rezerwatu) do 126 w latach 2012-2013. Wskaźnik antropofityzacji obliczany dla całego terenu rezerwatu wzrósł równocześnie z 10,7% do 14,3%. Udział kenofitów wzrósł z 5,4% do 6,3%. Analizując dane dla siedlisk leśnych rezerwatu można zaobserwować wzrost wartości wskaźnika antropofityzacji z 9,9% do 18,5%, natomiast wskaźnik kenofityzacji wzrósł z 5,6% do 10,8%. Widać, więc, że antropopresja silnie odznacza się w tym przypadku w zbiorowiskach leśnych. Wyniki uzyskane w niniejszych badaniach pokazują, że stopień antropopresji w zbiorowiskach nadrzecznych jest większy niż w przypadku opisywanego rezerwatu.

Wójcik i in. (2020) zajęli się oceną zmian zachodzących na terenie rezerwatu przyrody „Lisia Góra” znajdującego się na terenie Rzeszowa. Analizę prowadzili na podstawie porównania składu gatunkowego rezerwatu z roku 2002 oraz 2016. Zaobserwowali oni wzrost liczby gatunków z 165 do 210. Jednocześnie wzrósł również udział gatunków obcych we florze badanego terenu. Wskaźnik antropofityzacji wzrósł z 4,40% do 9,26% na przestrzeni 14 lat. Wskaźnik kenofityzacji wzrósł natomiast z 3,77% w 2002 roku do 7,87% w 2016 roku. Ponad dwukrotny wzrost wartości tych wskaźników świadczy o przekształceniach flory danego obszaru, mających najprawdopodobniej związek z czynnikami antropogenicznymi. Wyniki uzyskane przez Wójcik i in. (2020) nie wskazują na tak wysoki udział gatunków obcych we florze badanego terenu, jak w przypadku warszawskich lokalizacji (badania Fornal-Pieniak i in. (2021) oraz badania własne). Pokazują jednak szybkość pojawiania się gatunków inwazyjnych i zajmowania przez nie rodzimych zbiorowisk.

Oba wspomniane rezerwaty mieszczące się na terenie dużych miast Polski są miejscami licznie i często odwiedzanymi. Zarówno Grabowska (2016), jak i Wójcik i in. (2020) zwracają uwagę na zwiększającą się częstotliwość występowania *Impatiens parviflora*.

Stefańska-Krzaczek (2013) prowadziła natomiast badania bogactwa gatunkowego osuszonych lasów łągowych na terenie Wrocławia. Stwierdziła występowanie 87 gatunków roślin, przy czym 13 z nich to gatunki obce (wskaźnik antropofityzacji – 14,9%), w tym 9 kenofitów (wskaźnik kenofityzacji – 10,3%). Autorka stwierdziła, że liczba stwierdzonych gatunków jest niska jak na zbiorowisko łągowe, co świadczy o zachodzących procesach sukcesji stanowisk łągowych na badanym przez nią terenie.

Analiza uzyskanych wyników pokazuje, że w porównaniu do innych zbiorowisk Warszawy (nieużytki nadrzeczne, lasy miejskie) wskaźniki antropofityzacji i kenofityzacji na terenach łągów są wyższe. Uzyskane wyniki najbardziej pokrywają się z danymi uzyskanymi przez badaczy zajmujących się roślinnością doliny Warty na terenie Poznania. Udział antropofitów oraz kenofitów na terenie kraju był najwyższy w południowych rejonach (Polowczyk i in., 2007; Hanczaruk i Kompała-Bąba, 2016; Nobis i in., 2016).

Schnitzler i in. (2007) oraz Dyderski i Jagodziński (2019) wykazali, że na terenie łągów wierzbowych, w porównaniu do sześciu innych zbiorowisk leśnych, notowanych jest najwięcej gatunków obcych. Dyderski i Jagodziński (2019) wykazali, że gatunki obce mogą zajmować dwa razy większą powierzchnię na terenie łągów wierzbowych, niż byłyby w stanie zasiedlić na terenie innych lasów.

W badaniach florystycznych Warszawy przeprowadzonych przez Chojnackiego i Sudnik-Wójcikowską (1994) wykazano, że zbiorowiska klasy *Salicetea purpureae* stanowią niewielki, ale istotny element flory miejskiej – udział ich gatunków wynosi około 1,3% w ogólnej florze miasta. Ustalono, że udział lasów i zarośli, których stan jest bliski naturalnemu wynosi zaledwie 3,3% roślinności Warszawy. Zbiorowiska leśne i zaroślowe zbliżone do naturalnego stanowią 11,5%. Łącznie więc lasy i zarośla o strukturze zbliżonej do naturalnej stanowią 14,8% terenów zielonych Warszawy.

Archicinski i in. (2021) na terenach nadwiślańskich ustalili, że udział gatunków klasy *Salicetea purpureae* w ogólnej liczbie oznaczonych gatunków wyniósł 10,4% (w warstwie roślin zielnych 15,3%). Na badanym przez nich terenie zdecydowanie przeważały gatunki przechodzące z klas *Robinieta* (22,5%) i *Artemisietea* (20,3%), świadczące o ruderalizacji i synantropizacji zbiorowisk porolnych i nadrzecznych. Künstler (2000) w grupie 111 gatunków stwierdzonych na terenach występowania zespołu *Salici-Populetum*, 14 z nich (12,6% flory oznaczonej na tych zbiorowiskach) zaliczało się do taksonów charakterystycznych dla tego zbiorowiska. W ramach opisywanych w niniejszej pracy badań ustalono udział gatunków klasy *Salicetea purpureae* na poziomie 7,38%. Najliczniej reprezentowaną klasą fitosocjologiczną również była *Artemisietea vulgaris*, a udział jej gatunków w opisanej florze to 16,78%. Niski udział gatunków zgodnych z siedliskiem świadczy o wysokim stopniu przekształcenia tych zbiorowisk.

W opisywanych w ramach niniejszej pracy badaniach prowadzonych na terenie Warszawy gatunki inwazyjne stanowiły 3,31% całkowitej flory, co wpisuje się w podobne wartości obserwowane przez Fornal-Pieniak i in. (2021) w lasach miejskich tego miasta – tam udział wynosił 3,75%. Wyższy odsetek tych gatunków został wykazany w dolinie Sanu, gdzie według badań Nobis i in. (2016) sięgnął 4,86%. Relatywnie wysoką obecność gatunków inwazyjnych odnotowano także w osuszonych łągach we Wrocławiu, gdzie Stefańska-Krzaczek (2013) stwierdziła, że ich udział stanowił 6,9% wszystkich opisanych gatunków roślin. Największy poziom inwazji spośród analizowanych lokalizacji zaobserwowano wzdłuż koryta Kłodnicy w Gliwicach (13,16% według Hanczaruk i Kompała-Bąba, 2016), natomiast na terenie użytku ekologicznego „Strzeszyn” w Poznaniu odsetek ten wynosił 4,97% (Dyderski i Wrońska-Pilarek, 2015b). Wysoki udział tych gatunków, zwłaszcza na terenach poddanych intensywnej antropopresji, potwierdza negatywny wpływ przekształceń środowiska na lokalną bioróżnorodność, a także konieczność monitorowania i aktywnej ochrony rodzimych ekosystemów.

Wnikanie gatunków inwazyjnych jest coraz bardziej zauważalne na terenach zurbanizowanych. W przypadku Warszawy potwierdzone zostało w badaniach prowadzonych m.in. przez Archicinskiego i in. (2021) oraz Sikorską i in. (2019). Straigytė i in. (2015) opisali *Acer negundo* jako najliczniej występujący gatunek obcy na urządzonych terenach zielonych Rygi i Kowna. Zwrócili oni również uwagę na obecność koryt rzek jako korytarzy ułatwiających rozprzestrzenianie się tego gatunku.

Łęgi nadrzeczne są zbiorowiskami roślinnymi zagrożonymi silną degradacją. Na wysoce inwazyjny charakter klonu jesionolistnego (*Acer negundo*) w dolinach rzek zwraca uwagę wielu badaczy zajmujących się obserwacjami roślinności różnych rzek Polski (Künstler, 2000; Marciniuk i Wierzba, 2006; Kołaczowska 2010; Kowalska, 2011; Wojtkowiak i in., 2013; Dyderski i Jagodziński, 2014; Dyderski i in. 2015; Dyderski i Wrońska-Pilarek, 2015; Piątkowski i in., 2018). Mędrzycki (2011) opisuje ten gatunek jako bardziej odporny na okresowe zalewanie niż większość rodzimych gatunków. Ma to istotny wpływ na poziom ekspansji tego gatunku w lasach wierzbowo-topolowych. Potwierdzili to również Straigytė i in. (2015) w odniesieniu do gatunków rodzimych dla innych krajów nadbałtyckich. Dodatkowo, zwrócili oni uwagę na fakt, że *Acer negundo* po ścięciu ma zdolność do regeneracji pnia i odtwarza się w formie wielopiennej. W przypadku zmniejszenia częstości lub nawet zaniku okresów zalewania łągów

nadrzecznych jest on w stanie jako jeden z pierwszych gatunków drzewiastych wkroczyć na te tereny i rozpocząć ekspansję.

Badania prowadzone przez Archicińskiego i in. (2021) w dolinie rzeki Wisły na terenie Warszawy ujawniły stałą obecność klonu jesionolistnego (*Acer negundo*) w układach roślinnych. Występujące lokalnie zbiorowisko określił jako odmianę zespołu *Populetum albae* var. *Acer negundo*. Dyderski i Jagodziński (2014) w dolinie Warty w Poznaniu szacowali jego udział w łągach wierzbowych na poziomie 5-30%, zaś w łągach topolowych na około 25%, lecz z dużym udziałem podrostów tego inwazyjnego gatunku (90%). Dyderski i in. (2015) badając cały bieg Warty w Poznaniu dzieląc obszary wzdłuż rzeki na stanowiska o powierzchni 1 km² stwierdzili występowanie klonu jesionolistnego na każdym ze stanowisk. Również w badaniach omawianych w niniejszej pracy stwierdzono powszechne i liczne występowanie klonu jesionolistnego (*Acer negundo*) na badanym terenie. Był on obecny na każdym wykonanym zdjęciu fitosocjologicznym. Obserwowano jego widoczną dominację i zdolność do dalszej ekspansji.

Wielu badaczy zwraca również uwagę na coraz bardziej częstsze występowanie niecierpka drobnokwiatowego (*Impatiens parviflora*) i jego szeroką ekspansję na terenie lasów wierzbowo-topolowych (Chmura i Sierka, 2006; Kołaczowska 2010, Dyderski i Jagodziński, 2014; Dyderski i Wrońska-Pilarek, 2015b; Zaniewski i in., 2021). Jest ona szczególnie zauważalna w przypadku łągów topolowych, które charakteryzują się podłożem bardziej suchym niż łągi wierzbowe (Dyderski i Jagodziński, 2014). Na badanym terenie ustalono występowanie niecierpka drobnokwiatowego na 62% stanowisk. Nie zajmował on takiego pokrycia jak *Acer negundo*, czasem były to pojedyncze osobniki, obserwowano jednak jego potencjał inwazyjny na terenach będących pod wpływem antropopresji. Podczas obserwacji przekształcenia łągów wierzbowo-topolowych duży udział *Impatiens parviflora* na stanowisku może świadczyć o zmianie warunków wilgotnościowych siedliska i jego zaburzeniach równowagi w kierunku sukcesji, która z czasem może prowadzić do grądowienia.

Na terenie łągów wierzbowo-topolowych obserwowane są gatunki roślin, których występowanie ograniczone jest jedynie do siedlisk aluwialnych (Zajac i Zajac, 2001). Wśród takich gatunków odnotowanych na badanym terenie stwierdzone zostały: rzeżucha bagienna (*Cardamine dentata*), wyżpin jagodowy (*Silene baccifera*), kaniańka wielka (*Cuscuta lupuliformis*) oraz topola czarna (*Populus nigra*).

Na stanowiskach zajmowanych przez nadrzeczny łąg wierzbowo-topolowy Künstler (2000) stwierdził występowanie trzech cennych gatunków związanych z roślinnością aluwialną na terenie Niziny Mazowieckiej – kianianki wielkiej (*Cuscuta lupuliformis* Krock.), starca nadrzecznego (*Senecio fluviatilis* Wallr.) oraz stulisza sztywnego (*Sisymbrium strictissimum* L.).

Czosnek niedźwiedzi (*Allium ursinum*) był jedynym gatunkiem podlegającym ochronie, którego obecność stwierdzono na badanym terenie. Doniesienia o jego występowaniu na terenach nadrzecznych dotyczyły jedynie doliny Odry, w okolicach Opola (Tokarska-Guzik, 2009; Kopij, 2022). Na terenach łągów nadrzecznych nie oznaczano wielu gatunków objętych ochroną. Pomimo, iż w publikacjach wskazywano gatunki chronione, część z nich nie jest aktualnie objęta ochroną gatunkową. Gatunkiem aktualnie podlegającym ochronie prawnej, a opisywanym na terenach łągów wierzbowo-topolowych był kruszczyk szerokolistny (*Epipactis helleborine*) (Künstler, 2000; Zaniewski i in., 2021).

Chojnacki i Sudnik-Wójcikowska (1994) wskazali pierwsze zaobserwowane w latach 80. XX wieku intensywne rozprzestrzenianie się gatunków inwazyjnych w obrębie granic Warszawy. Na podstawie literatury i własnych obserwacji stwierdzili, że od drugiej połowy XIX wieku do końca drugiej połowy XX wieku w mieście odnotowano spadek liczby gatunków rodzimych o około 100, co stanowi 10% flory Warszawy. Zaobserwowano jednocześnie niemal dwukrotny wzrost liczby kenofitów opisanych na terenie miasta, dokumentując tym samym początek procesu intensywnej antropofityzacji flory nizinnej strefy nadrzecznej.

Obidziński i in. (2016) opracowali listę gatunków obcych o potencjale inwazyjnym występujących w lasach miejskich Warszawy. Do najczęściej notowanych taksonów o potwierdzonym statusie inwazyjnym ustalonym wg Tokarskiej-Guzik i in. (2012) należą: niecierpek drobnokwiatowy (*Impatiens parviflora*), dąb czerwony (*Quercus rubra*), robinia akacjowa (*Robinia pseudoacacia*) oraz czeremcha amerykańska (*Prunus serotina*). Badacze wskazują również na duży udział gatunków nawłoci (*Solidago* spp.) oraz klonu jesionolistnego (*Acer negundo*). Wśród innych gatunków inwazyjnych wymieniają: słonecznik bulwiasty (*Helianthus tuberosus*), kolczurkę klapowaną (*Echinocystis lobata*), świdośliwkę kłosową (*Amelanchier spicata* (Lam.) K. Koch) oraz gatunki z rodzajów *Reynoutria* spp., *Cornus* spp. i *Fraxinus* spp. Autorzy podkreślają

szczególnie negatywny wpływ niecierpka drobnokwiatowego (*Impatiens parviflora*), dębu czerwonego (*Quercus rubra*), robinii akacjowej (*Robinia pseudoacacia*) i czeremchy amerykańskiej (*Padus serotina*) na rodzime fitocenozy łąkowe i łąkowe, prowadzące do uproszczenia struktury gatunkowej i monotypizacji drzewostanów.

Analiza stanu lasów Warszawy przeprowadzona przez Ciurzyckiego i Marciszewską (2018) wskazuje na głęboki stopień przekształcenia większości zbiorowisk leśnych. Według ich oceny 23% lasów uległo silnym transformacjom antropogenicznym, 28% osiągnęło wysoki stopień degradacji, 36% umiarkowany stopień przekształcenia, natomiast jedynie 13% zachowało strukturę zbliżoną do naturalnej. Porównując te dane do wyników prezentowanych przez Chojnackiego i Sudnik-Wójcikowską (1994) można zauważyć, że na przestrzeni niemal 25 lat udział lasów i strukturze zbliżonej naturalnej spadł o 1,5 punktu procentowego. Gatunki charakterystyczne dla zespołu *Populetum albae* stwierdzono wyłącznie w lesie Młocińskim, gdzie stanowiły 1,91% całkowitej flory, podczas gdy w pozostałych analizowanych kompleksach ich udział wynosił jedynie 0,06%. Główne kierunki degeneracji obejmują dominację gatunków inwazyjnych (*Quercus rubra*, *Robinia pseudoacacia*, *Acer negundo*) oraz zanik elementów naturalnych runa rodzimego pochodzenia. Żaden z analizowanych przez badaczy lasów nie był jednak zlokalizowany przy Wiśle.

6.2. Zdolność łągow wierzbowo-topolowych do fitoremediacji zanieczyszczeń

W niniejszej rozprawie dokonano oceny zdolności akumulacji pyłów zawieszonych przez roślinność łągow nadrzecznych rosnącą w strefach o zróżnicowanej odległości od ruchliwego ciągu komunikacyjnego. Analiza uzyskanych danych ujawniła istotne zróżnicowanie ilości zatrzymywanych cząstek pyłu w zależności od lokalizacji stanowisk. Największy udział w całkowitej masie zdeponowanego pyłu wykazywały cząstki o średnicy 10-100 μm , czyli te o wymiarach większych niż standardowo definiowana frakcja PM_{10} . Frakcja ta, często określana mianem pyłu grubego, stanowiła dominującą część zanieczyszczeń osadzonych na liściach drzew i krzewów.

Wykazano, że roślinność usytuowana na stanowiskach zlokalizowanych najbliżej źródeł emisji komunikacyjnej charakteryzowała się najwyższą wydajnością akumulacji obu frakcji pyłów zawieszonych (PM_{10-100} oraz $\text{PM}_{2,5-10}$), w porównaniu z lokalizacjami oddalonymi od dróg. W szczególności dla frakcji PM_{10-100} stwierdzono wzrost ilości

zatrzymywanych pyłów o 38%, natomiast dla $PM_{2,5-10}$ o 44% w stosunku do stanowisk zlokalizowanych przy rzece. Wyniki te wskazują, że im większa ekspozycja na emisje komunikacyjne, tym efektywniejszy proces wychwytywania cząstek zawieszonych przez powierzchnie liści.

Średnia zawartość sPM , czyli pyłów akumulowanych powierzchniowo na liściach, była o 59% większa niż zawartość wPM , czyli pyłów związanych silniej z powierzchnią woskową i pozostających po zmyciu wodą. Oznacza to, że większość zanieczyszczeń osadza się w sposób mechaniczny, bez trwałego wbudowania w struktury liści. Zależność ta jest szczególnie istotna w kontekście sezonowych procesów samooczyszczania roślinności, np. podczas opadów deszczu, które mogą znacząco redukować ilość akumulowanych cząstek powierzchniowych. Zbliżone obserwacje poczynili Setiawan i in. (2025), badając pnącze *Parthenocissus quinquefolia*. Naukowcy zauważyli, że zmywanie części zanieczyszczeń przez deszcz sprzyja wzrostowi potencjału fitoremediacyjnego roślin, gdyż umożliwia ponowną akumulację pyłów zawieszonych.

Uzyskane wyniki są także w dużej mierze zgodne z obserwacjami opisanymi przez Popka i in. (2023), którzy badali zdolność akumulowania pyłów zawieszonych przez rośliny rosnące w różnej odległości od ciągu komunikacyjnego w mieście o wysokim poziomie zanieczyszczeń. Autorzy ci stwierdzili, że największą ilość PM akumulują rośliny rosnące bezpośrednio przy drodze. W ich badaniach frakcje pyłów o średnicy 10-100 μm stanowiły dominującą część całkowitej masy osadzonych cząstek – było ich niemal trzykrotnie więcej niż drobniejszych frakcji. W przypadku roślin zielnych akumulacja PM_{10-100} przy drodze była o 74%, a $PM_{2,5-10}$ o 64% większa niż w miejscach oddalonych. Podobne zależności zaobserwowano dla krzewów (odpowiednio 71% i 64%). Z kolei w przypadku drzew stwierdzono niższy poziom akumulacji, co tłumaczono większą wysokością koron oraz mniejszą gęstością powierzchni liści zdolnych do bezpośredniego wychwytywania pyłów. Autorzy podkreślili jednak, że roślinność różnych warstw – zielnej, krzewiastej i drzewiastej – tworzy wspólnie zintegrowany system filtrujący, w którym poszczególne elementy ekosystemu działają komplementarnie w oczyszczaniu powietrza z cząstek zawieszonych.

Badania Popka i in. (2025a) rozszerzyły tę problematykę o analizę zdolności akumulacji pyłów przez różne gatunki drzew w kontekście fitoremediacji zanieczyszczeń. Autorzy określili drzewa mianem swoistej „tarczy przeciw zanieczyszczeniom”, zwracając uwagę

na ich znaczną skuteczność w zatrzymywaniu cząstek pyłu zawieszonego, szczególnie tych o mniejszej średnicy cząstek. Podkreślili przy tym, że zdolność fitoakumulacyjna jest zróżnicowana gatunkowo. Spośród analizowanych gatunków największą efektywność wykazywał świerk pospolity (*Picea abies* (L.) H.Karst.), u którego znaczna część zatrzymanych cząstek była uwięziona w warstwie wosków pokrywających igły. Badacze zauważyli również, że przestrzenny rozkład ilości pyłów był nierównomierny, a czynnikiem decydującym – obok ukształtowania terenu – była przede wszystkim presja antropogeniczna, związana z natężeniem ruchu oraz bliskością źródeł emisji, podobnie jak niniejszej pracy. Autorzy potwierdzili także zdolność różnych gatunków do adsorbowania metali ciężkich, co wskazuje na złożony charakter procesów akumulacji i potencjalne znaczenie fitoremediacyjne roślin w środowisku miejskim i podmiejskim. W badaniach niniejszej pracy potwierdzono tę zależność ilościowo: na stanowiskach położonych najbliżej drogi akumulacja pyłów drobniejszych była istotnie wyższa w porównaniu ze strefą nadrzeczną, co wskazuje na silny wpływ presji komunikacyjnej.

Podobne wnioski do powyższych przedstawili Popek i in. (2025b), którzy porównywali zdolność różnych gatunków drzewiastych do ograniczania rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w powietrzu. Wyniki ich badań potwierdzają, że gatunki o dużej gęstości ulistnienia i chropowatej strukturze powierzchni liści lub igieł wykazują większą efektywność w zatrzymywaniu cząstek zawieszonych niż gatunki o gładkich liściach i bardziej otwartej strukturze korony. Podkreślają oni, że najbardziej efektywne są nasadzenia składające się z kilku gatunków roślin oraz kilku warstw roślinności – zdolność do akumulacji zanieczyszczeń jest wtedy największa. W przypadku lipy drobnolistnej (*Tilia cordata* Mill.) badacze wykazali, że w warunkach miejskich jest ona w stanie efektywnie zredukować zanieczyszczenia pyłami zawieszonymi w granicach 41,2-57,3% (w zależności od frakcji). W redukcji zanieczyszczenia niektórymi metalami ciężkimi również okazała się gatunkiem o pozytywnych požądanych w ochronie zieleni miejskiej gatunkiem. Redukcja zanieczyszczeń Cd była istotnie statystycznie wyższa na terenach miejskich niż na przedmieściach oraz przy drogach szybkiego ruchu i wyniosła 40,4%. Jeszcze wyższą zdolność do akumulacji zanieczyszczeń lipa wykazała względem zanieczyszczenia powietrza Mn. W tym przypadku była w stanie zaabsorbować 65,2% zanieczyszczeń. Na przedmieściach i przy ruchliwych drogach było to odpowiednio 6,1% oraz -3,1%. *Tilia cordata* wykazywała się bardzo sprawną redukcją zanieczyszczeń Ni przy drogach szybkiego ruchu – zaadsorbowana ilość tego pierwiastka

była istotnie statystycznie większa niż w przypadku miasta oraz przedmieść. Zgodnie z tymi obserwacjami, w danych z niniejszej pracy większe wartości stężeń pierwiastków notowano w bezpośrednim sąsiedztwie drogi: szczególnie dla Cd i Zn (co potwierdziła analiza PCA), podczas gdy Fe i Mn wykazywały bardziej wyrównany rozkład pomiędzy lokalizacjami. Jednocześnie, przewaga frakcji 10–100 μm w całkowitej masie osadzonych pyłów oraz większy udział pyłów powierzchniowych (sPM) nad związanymi woskowo (wPM) sugerują, że mechaniczne wychwytywanie na szorstkich powierzchniach liści/igieł jest dominującym procesem, który może być wzmacniany przez dobór gatunków o wysokiej chropowatości i gęstym ulistnieniu.

Badaniami dotyczącymi zdolności roślinności do akumulacji pyłów zawieszonych oraz metali ciężkich przy ciągach komunikacyjnych o dużym natężeniu ruchu zajęli się Nawrocki i in. (2025). Wskazują oni, że roślinność przy drodze pełni niezwykle ważną funkcję wykazując zdolność do akumulacji pyłów zawieszonych, metali ciężkich i węglowodorów aromatycznych. Wyniki uzyskane w ramach niniejszej pracy potwierdzają ten wniosek zarówno na poziomie ilości pyłu, jak i składu chemicznego: ANOVA wykazała istotne zróżnicowanie zawartości Zn, Cu, Fe i Mn we wszystkich kombinacjach zmiennych, a dla Cd – silny wpływ stanowiska, warstwy roślinności i pory roku; największe wartości PM (zarówno sPM, jak i wPM) rejestrowano przy drodze.

Podsumowując, zachowanie bioróżnorodności jest kluczowe do utrzymania zdolności ekosystemów do pełnienia swoich funkcji – w tym funkcji oczyszczających. Badania potwierdzają, że lasy miejskie pełnią funkcję naturalnej bariery ekologicznej, skutecznie wychwytyjąc zanieczyszczenia powietrza, takie jak pyły zawieszane, metale ciężkie oraz związki organiczne. Ich obecność przyczynia się do poprawy jakości powietrza oraz redukcji negatywnych skutków urbanizacji. Z tego względu zachowanie, a także strategiczne planowanie i gospodarowanie miejskimi lasami lęgowymi, powinno stanowić kluczowy element polityki ochrony środowiska miejskiego.

7. Podsumowanie i wnioski

Stan nadrzecznych zbiorowisk leśnych w Warszawie jest w dużej mierze wynikiem wieloletnich oddziaływań antropogenicznych oraz zmian w środowisku związanych ze zmianami klimatycznymi. Analiza dostępnej literatury naukowej wskazuje, że lasy łąkowe, zarówno w warunkach miejskich, jak i podmiejskich charakteryzują się znacznym stopniem degradacji oraz fragmentarycznym występowaniem, co czyni je szczególnie podatnymi na dalsze przekształcenia i zanik. Pomimo tych zagrożeń, zbiorowiska łąkowe pozostają kluczowym elementem ekosystemów nadrzecznych, wykazującym wysoką bioróżnorodność oraz pełniącym szereg istotnych funkcji ekologicznych, takich jak retencja wód powierzchniowych, udział w procesach glebotwórczych czy zapewnianie siedlisk dla wielu gatunków zwierząt. W licznych opracowaniach podkreślano, że wpływ antropopresji stanowi jeden z głównych czynników determinujących dynamikę oraz kondycję tych ekosystemów.

Celem niniejszej rozprawy była ocena wpływu presji antropogenicznej na kierunek i zakres przekształceń oraz na stan ekologiczny miejskich łągów nadrzecznych w Warszawie. Dodatkowo przeprowadzono analizę ich potencjału fitoremediacyjnego w kontekście zdolności do akumulacji i neutralizacji zanieczyszczeń w warunkach intensywnej urbanizacji.

Wyniki badań wskazują, że struktura fitosocjologiczna oraz poziom bioróżnorodności łągów wierzbowo-topolowych ulegają wyraźnemu obniżeniu na obszarach o wysokim natężeniu użytkowania rekreacyjnego i infrastrukturalnego. Zjawisko to potwierdzają obserwacje zwiększonego udziału gatunków synantropijnych i ruderalnych szczególnie wzdłuż ciągów komunikacyjnych, na polanach rekreacyjnych oraz w strefach brzeżnych lasu. Wykazano również statystycznie istotne różnice w częstości występowania gatunków obcych i inwazyjnych w zależności od poziomu presji antropogenicznej oddziałującej na poszczególne transekty oraz ich pozycje. Tym samym potwierdzono pierwszą z założonych hipotez badawczych.

W ramach prowadzonych badań stwierdzono, że struktura fitosocjologiczna badanego zbiorowiska została poważnie zaburzona. Świadczyły o tym takie zmiany, jak większy udział gatunków synantropijnych i ruderalnych na wydzielonych terenach rekreacyjnych, wzdłuż ścieżek oraz na skrajach lasu. Występowanie gatunków obcych, niezgodnych z siedliskiem oraz inwazyjnych wykazywało istotne statystycznie różnice

w rozmieszczeniu w zależności od stopnia antropopresji, jaka oddziaływała na poszczególne transekty lub pozycje w transektach badawczych. Tym samym pierwsza z postawionych hipotez badawczych została spełniona.

Przyjęto założenie, że stanowiska położone na terenach występowania okresowych zalewów lub siedliskach podmokłych zachowują wyższą różnorodność biologiczną, pomimo presji antropogenicznej. Uzyskane wyniki wykazały, że największe bogactwo florystyczne notowano właśnie na terenach wilgotnych, które najczęściej występowały w środkowej części lasu bądź pomiędzy środkiem lasu a rzeką.

Wyniki pomiarów odczynu gleby są spójne z hipotezą postawioną w niniejszej pracy. W odniesieniu do metali ciężkich nie stwierdzono ich podwyższonego poziomu w obrębie stanowisk zlokalizowanych przy drodze. Podwyższone stężenia metali ciężkich występowały lokalnie i notowano je zarówno na stanowiskach przy rzece, w środkowej części lasu oraz przy drodze.

Badania dotyczące akumulacji pyłów zawieszonych na liściach wykazują zgodność z hipotezą zakładającą, że wraz z odległością od drogi akumulacja pyłów jest coraz niższa. Nie zaobserwowano takich trendów dla metali ciężkich.

Potwierdzono, iż sezonowe zmiany warunków środowiska wpływają na zmienność parametrów fizykochemicznych gleby oraz zawartość pyłów zawieszonych akumulowanych na liściach. Poziom metali ciężkich zarówno w glebie, jak i w materiale roślinnym był z kolei bardziej zależny od warunków i czynników występujących lokalnie i wpływających na stan konkretnego stanowiska.

Jako efekt prowadzonych prac można wyszczególnić poniższe wnioski:

1. Stan nadrzecznych zbiorowisk leśnych w Warszawie jest w dużej mierze wynikiem wieloletnich oddziaływań antropogenicznych oraz zmian w środowisku związanych ze zmianami klimatycznymi.
2. Łęgi nadrzeczne na terenie Warszawy, zlokalizowane przy Moście Siekierkowskim, są szczególnie podatne na intensywną neofityzację z powodu:
 - a. wykorzystywania dolin rzecznych przez gatunki inwazyjne jako szlaków rozprzestrzeniania się,
 - b. zaburzenia ich naturalnej formy,
 - c. fragmentarycznego występowania tego zespołu,

- d. korzystnych warunków siedliskowych wynikających z zachodzących procesów glebotwórczych.
3. Największym zagrożeniem dla zachowania bioróżnorodności w lasach wierzbowo-topolowych jest klon jesionolistny (*Acer negundo*), który wypiera rodzime taksony stając się jednocześnie gatunkiem dominującym na tych terenach.
 4. Wartości wskaźników antropofityzacji oraz kenofityzacji flory wskazują na zaawansowane procesy ustępowania gatunków rodzimych, co może być interpretowane jako silne zagrożenie dla bioróżnorodności badanego obszaru.
 5. Konieczne jest podjęcie badań mających na celu ocenę stanu przekształcenia nadrzecznych łągów wierzbowo-topolowych na skalę krajową.
 6. Na badanym w niniejszym opracowaniu terenie ilość akumulowanych PM różni się w zależności od pory roku, położenia roślin względem ciągu komunikacyjnego oraz warstwy roślinności.
 7. Zawartość metali ciężkich w glebie wskazuje na występowanie gradientu związanego z czynnikami antropogenicznymi.
 8. Zn, Cu, Pb wykazują wzajemną korelację oraz wykazują podobną charakterystykę występowania na badanym obszarze wskazujący na ich antropogeniczne pochodzenie.
 9. Lasy łągowe pomimo przekształceń antropogenicznych spełniają funkcję oczyszczającą powietrze poprzez zdolność do fitoremediacji zanieczyszczeń w mieście a także mają wpływ na bioróżnorodność krajobrazu miejskiego, co zostało wykazane w niniejszym opracowaniu.
 10. Wskazana jest reforma aktualnego prawa dotyczącego ochrony siedlisk przyrodniczych o znaczeniu priorytetowym uwzględniająca zespół *Salici-Populetum* jako wyjątkowo cenny i zagrożony zanikiem na terenie Unii Europejskiej.

8. Wykaz źródeł

8.1. Literatura

1. Anioł-Kwiatkowska J., Macicka T., Kwiatkowski P., Weretelnik E. 1993. Chronione gatunki roślin terasy zalewowej Odry na tle zbiorowisk roślinnych. *Acta Universitatis Wratislaviensis. Prace Botaniczne*. 55: 157-183.
2. Archiciński P., Sikorski P., Sikorska D., Przybysz A. 2021. Roślinność wieloletnich nieużytków miejskich – systematyka zbiorowisk, ich struktura i pełnione usługi ekosystemowe. *Przegląd Geograficzny* 93(3): 341-363.
3. Bäckström M., Karlsson S., Bäckman L., Folkesson L., Lind B. 2004. Mobilisation of heavy metals by deicing salts in a roadside environment. *Water Research* 38(3): 720-732.
4. Bakker J.D. 2024. PCA. W: *Applied Multivariate Statistics in R*. University of Washington. s. 355-379.
5. Beckett K.P., Freer-Smith P.H., Taylor G. 1998. Urban woodlands: their role in reducing the effects of particulate pollution. *Environmental Pollution* 99(3): 347-360.
6. Beckett, K Paul., Freer-Smith, P. H., Taylor, G., 2000a. The capture of particulate pollution by trees at five contrasting urban sites, *Arboricultural Journal*, 24(2–3), 209–230.
7. Beckett, K. Paul., Freer-Smith, P. H., Taylor, G., 2000b. Particulate pollution capture by urban trees: Effect of species i windspeed’, *Global Change Biology*, 6(8), 995–1003.
8. Beuch S, Ławicki Ł., Wylęgała P. i in. (32 współautorów). 2023. Kartoteka Rzadkich Ptaków w Polsce w roku 2021 – gatunki lęgowe. *Ornis Polonica* 64(4): 313-351.
9. Bibby, C. J., Burgess, N. D., & Hill, D. A. (1992). *Bird Census Techniques*. Cambridge: Cambridge Univ. Press.
10. Bilginer U., Ergin M., Demir E., Yolcu H.I., Karsli B.A. 2022. Detection of genetic diversity in cattle by microsatellite and SNP markers-a review. *Animal Science Papers and Reports* 40(4): 375-392.
11. Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej. 2025. Wyniki aktualizacji stanu powierzchni leśnej i zasobów drzewnych w Lasach Państwowych na dzień 1 stycznia 2024 roku. Państwowe Gospodarstwo Leśne. Lasy Państwowe, Sękocin Stary, 42 ss.
12. Błażejczyk K., Kuchcik M., Milewski P., Dudek W., Kręcisz B., Błażejczyk A., Szmyd J., Degórska B., Pałczyński C.M. 2014. Miejska wyspa ciepła w Warszawie: uwarunkowania klimatyczne i urbanistyczne. Wydawnictwo Akademickie SEDNO Spółka z o.o. Warszawa, 176 ss.
13. Borowski J., Latocha P. 2006. Dobór drzew i krzewów do warunków przyulicznych Warszawy i miast centralnej Polski. *Rocznik dendrologiczny* 54: 83-93.

14. Borysiak J. 1990. Zespół łągu wierzbowo-topolowego *Salici-Populetum* R.Tx. 1931 Meijer Dress 1936 p.p. w dolinach rzek niżowych Polski [w:] Białobok S. (red.) Wierzby. *Salix alba* L., *Salix fragilis* L. Nasze drzewa leśne. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa, s. 139–160.
15. Borysiak J. 1994. Struktura aluwialnej roślinności łądowej środkowego i dolnego biegu Warty. Wyd. Nauk. Uniw. im. Adama Mickiewicza w Poznaniu, Poznań, 258 ss.
16. Borysiak J. 2004. Plant cover of the Lower Oder River Valley Landscape Park. Wyd. Nauk. Uniw. im. Adama Mickiewicza w Poznaniu, Poznań, 143 ss.
17. Borysiak J., Pawlaczyk P., Stachowicz W. 2004. Łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe (*Salicetum albae*, *Populetum albae*, *Alnenion glutinosa-incanae*, olsy źródłiskowe) [w:] Herbich J. (red.) Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. Tom 5. Ministerstwo Środowiska, Warszawa, s. 203- 241.
18. Braun-Blanquet J. 1951. Pflanzensozioologie. Wyd. II. Springer, Wien.
19. Bui H.T., Park J., Lee E., Jeong M., Park B.J. 2023. Particulate matter accumulation and elemental composition of eight roadside plant species. *Urban Science* 7(2): 51.
20. Bukowiecki N., Lienemann P., Hill M. i in. (14 współautorów) 2009. Real-world emission factors for antimony and other brake wear related trace elements: size-segregated values for light and heavy duty vehicles. *Environmental Science & Technology Journal* 43(21): 8072-8078.
21. Bylak A., Bobiec A., Bobiec M., Kukuła K., Low T. 2025. Early warning of two emerging plant invaders in Europe. *Scientific Reports* 15(1): 11666.
22. Chmiel J. 1993. Flora roślin naczyniowych wschodniej części Pojezierza Gnieźnieńskiego i jej antropogeniczne przeobrażenia w wieku XIX i XX. Część 1. Bogucki Wyd. Naukowe, Poznań, 201 ss.
23. Chmura D., Sierka E. 2006. Relation between invasive plant and species richness of forest floor vegetation: a study of *Impatiens parviflora* DC. *Polish Journal of Ecology* 54: 417-428.
24. Chylarecki P., Sawicki G. 2003. Ostoja ptaków. Dolina Środkowej Wisły, Obszary Specjalnej Ochrony, Wyd. Askon, Warszawa, 120 ss.
25. Costa R., Pereira G., Garrido I., Tavares-de-Sousa M.M., Espinosa F. 2016. Comparison of RAPD, ISSR, and AFLP Molecular Markers to Reveal and Classify Orchardgrass (*Dactylis glomerata* L.) Germplasm Variations. *PLoS One* 11(4): e0152972.
26. Czajka A., Rahmonov O., Szypuła B. 2023. The Natural Consequences of Land Use Change on Transformation and Vegetation Development in the Upper Odra Floodplain. *Water* 15(19), 3493.
27. Czech A. 2010. Bóbr – budowniczy i inżynier. Fundacja Wspierania Inicjatyw Ekologicznych, Kraków.
28. Czortek P. 2013. Walory przyrodnicze doliny Wdy w okolicach Świecia. *Geography and Tourism* 1(1): 109-118.

29. Dajdok Z., Pawlaczyk P. (red.) 2009. Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski. Wyd. Klubu Przyrodników. Świebodzin, 167 ss.
30. Danielewicz W. 1993. Lasy i zadrzewienia dolin rzecznych – znaczenie gospodarcze oraz rola w ochronie środowiska przyrodniczego. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych 412: 33-40.
31. Danielewicz W. 2008. Ekologiczne uwarunkowania zasięgów drzew i krzewów na aluwialnych obszarach doliny Odry. Wyd. Uniw. Przyrodniczego w Poznaniu, Poznań, 267 ss.
32. Danielewicz W. 2022. Zbiorowiska roślinne dawnego użytku ekologicznego „Strumień Junikowski” [w]: Mazurek M., Abramowicz D. (red.) Środowisko geograficzne zlewni Strumienia Junikowskiego. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań, s. 291-302.
33. Danielewicz W., Glanc K. 1988. Drzewa i krzewy doliny rzeki Warty. Roczn. Akademii Rolniczej w Poznaniu 23: 37-54.
34. Di Stasio L., Gentile A., Tangredi D. N. i in. (11 współautorów) 2025. Urban Phytoremediation: A Nature-Based Solution for Environmental Reclamation and Sustainability. *Plants* 14(13): 2057.
35. Domańska J., Leszczyńska D., Badora A. 2021. The possibilities of using common buckwheat in phytoremediation of mineral and organic soils contaminated with Cd or Pb. *Agriculture* 11(6): 562.
36. Dombrowski A., Głowacki Z., Kovalchuk I., Nikifor M., Michalczyk Z., Szwajgier W., Wojciechowski K.H., Tederko Z. 2002. Bug river valley as the ecological corridor: state, threats, protection. IUCN Office for Central Europe, Warszawa, 129 ss.
37. Dyderski M. K., Gdula, A.K., Jagodziński A.M. 2015a. „The rich get richer” concept in riparian woody species – A case study of the Warta River Valley (Poznań, Poland). *Urban Forestry & Urban Greening* 14(1): 107-114.
38. Dyderski M., Wrońska-Pilarek D. 2022. Flora dawnego użytku ekologicznego „Strumień Junikowski” [w]: Mazurek M., Abramowicz D. (red.) Środowisko geograficzne zlewni Strumienia Junikowskiego. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań, s. 275-282.
39. Dyderski M.K., Gdula A.K., Wrońska-Pilarek D. 2014a. Roślinność nowo utworzonych użytków ekologicznych Bogdanka I i Bogdanka II w Poznaniu. *Acta Scientiarum Polonorum. Silvarum Colendarum Ratio et Industria Lignaria* 13(2): 22-37.
40. Dyderski M.K., Gdula A.K., Wrońska-Pilarek D. 2014b. Rośliny naczyniowe nowo utworzonych użytków ekologicznych „Bogdanka I” i „Bogdanka II” w Poznaniu. *Nauka Przyroda Technologie* 8(4) #44.
41. Dyderski M.K., Gdula A.K., Wrońska-Pilarek D. 2015b. Wpływ antropopresji na leśne zbiorowiska roślinne w warunkach aglomeracji miejskiej na przykładzie Doliny Bogdanki

- w Poznaniu. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie* 17(42/1): 84-94.
42. Dyderski M.K., Jagodziński A.M. 2014. Synantropizacja zbiorowisk łągowych ze związku *Salicion albae* w południowej części Poznania. *Acta Botanica Silesiaca* 10: 41-69.
 43. Dyderski M.K., Jagodziński A.M. 2019. Context-dependence of urban forest vegetation invasion level and alien species' ecological success. *Forests* 10(1): 26.
 44. Dyderski M.K., Wrońska-Pilarek D. 2015a. Szata roślinna nowo powstałych użytków ekologicznych „Dębina I” oraz „Dębina II” w Poznaniu. *Nauka Przyroda Technologie* 9(4): 1-21.
 45. Dyderski M.K., Wrońska-Pilarek D. 2015b. Szata roślinna nowo powstałego użytku ekologicznego „Strzeszyn” w Poznaniu i stan jej zachowania. *Nauka Przyroda Technologie* 9(3) #39.
 46. Dyderski M.K., Wrońska-Pilarek D. 2018. Flora roślin naczyniowych projektowanego użytku ekologicznego „Strumień Junikowski” w Poznaniu. *Nauka Przyroda Technologie* 12(1): 87-101.
 47. Dyderski M.K., Wrońska-Pilarek D., Jagodziński A.M. 2017. Ecological lands for conservation of vascular plant diversity in the urban environment. *Urban Ecosystems* 20(3): 639-650.
 48. 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.
 49. EC DG ENV. 2013. Interpretation Manual of European Union Habitats, version EUR 28. European Commission: Directorate-General for Environment.
 50. EC DG ENV. 2021. EU biodiversity strategy for 2030 – Bringing nature back into our lives. European Commission: Directorate-General for Environment. Publications Office of the European Union. <https://data.europa.eu/doi/10.2779/677548>
 51. EC DG ENV. 2022 Biodiversity strategy for 2030 – Barrier removal for river restoration. European Commission: Directorate-General for Environment. Publications Office of the European Union. <https://data.europa.eu/doi/10.2779/181512>
 52. EEA. 2025. Europe's environment 2025 – Main report. Europe's environment and climate: knowledge for resilience, prosperity and sustainability. European Environment Agency Report. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
 53. Equiza M.A., Calvo-Polanco M., Cirelli D., Señorans J., Wartenbe M., Saunders C., Zwiazek J.J. 2017. Long-term impact of road salt (NaCl) on soil and urban trees in Edmonton, Canada. *Urban Forestry & Urban Greening* 21: 16-28.
 54. Faliński J.B. 1966. Antropogeniczna roślinność puszczy Białowieskiej jako wynik synantropizacji naturalnego kompleksu leśnego. *Rozprawy Uniwersytetu*

55. Fiedler P.L., Jain S.K. 1992. Conservation biology. London, England: Chapman and Hall.
56. Fornal-Pieniak B., Ollik M., Schwerk A. 2021. Vascular flora of urban forests in a medium-sized city in Poland: Comparison with nature reserves in the city's surrounding. *Landscape Research* 46(2): 246-260.
57. Fornal-Pieniak B., Pawełkiewicz M., Ollik M., Podlasek A., Kiersnowska A., Winkler J., Koda E., Vaverkova M.D. 2025. Heavy metal loading from transport using the indication species *Festuca ovina* L. *Environmental Development* 54: 101133.
58. Fortuniak K. 2019. Badania klimatu miast w Polsce. *Przegląd Geofizyczny*, 1-2, 73–106.
59. Gaertner M., Wilson J.R.U., Cadotte M.W., MacIvor J.S., Zenni R.D., Richardson D.M. 2017. Non-native species in urban environments: patterns, processes, impacts and challenges. *Biological Invasions* 19(12): 3461–3469.
60. Gamrat R. 2006. Migracja gatunków roślin w dolinie rzeki Warty u ujścia Noteci. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych* 515: 89-96.
61. Gamrat R., Burczyk P. 2007. Zbiorowiska roślinne doliny Warty na odcinku Santok – Stare Plichno. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie* 7: 127-136.
62. Gartland L. 2008. Heat Islands Understanding and Mitigating Heat in Urban Areas in the UK and USA in 2008. Earthscan, London.
63. GIOŚ. 2009. Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000. Wyniki monitoringu z lat 2006-2008. 91E0 *Łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe.
64. GIOŚ. 2015. Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000. Wyniki monitoringu z lat 2013-2014. 91E0 *Łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe.
65. GIOŚ. 2022. Stan środowiska w Polsce. Raport 2022. Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa.
66. Gliwicz J. 1992. Różnorodność biologiczna: nowa koncepcja ochrony przyrody. *Wiadomości Ekologiczne* 38(4): 211–219.
67. Greger M., Landberg T. 2015. Novel field data on phytoextraction: pre-cultivation with *Salix* reduces cadmium in wheat grains. *International Journal of Phytoremediation* 17(10): 917-924.
68. Hammer D., Kayser A., Keller C. 2003. Phytoextraction of Cd and Zn with *Salix viminalis* in field trials. *Soil use and Management* 19(3): 187-192.
69. Hanczaruk R., Kompała-Bąba A.N. 2016. Flora naczyniowa antropogenicznego fragmentu doliny Kłodnicy w Gliwicach (Wyżyna Śląska). *Prace Naukowe Uniwersytetu Ekonomicznego We Wrocławiu* 461: 76-86.
70. Haraszthy L. 2001. The floodplain forests in Hungary. In *The Floodplain Forests in Europe*: 17-24.

71. Herbich J. (red.) 2004. Lasy i bory. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. Ministerstwo Środowiska, Warszawa, 344 ss.
72. Hughes F.M., Rood S.B. 2003. Allocation of river flows for restoration of floodplain forest ecosystems: a review of approaches and their applicability in Europe. *Environmental Management*, 32(1): 12-33
73. Jackowiak B. 2023. Man-made changes in the flora and vegetation of Poland: Current review. *Diversity*, 15(5): 618 (32 ss).
74. Jackson R.B., Carpenter S.R., Dahm C.N., McKnight D.M., Naiman R.J., Postel S.L., Running S.W. (2001). Water in a changing world. *Ecological applications* 11(4): 1027-1045
75. Jagodziński A.M., Kubiak M., Warnkowska A. i in. (15 współautorów) 2011. Występowanie klonu polnego *Acer campestre* L. na terenie rezerwatów przyrody „Ostrów Panieński” i „Łęgi na Ostrowiu Panieńskim” koło Chełmna. *Parki Nar. Rez. Przyr.* 30(1-2): 33-48.
76. Jagodziński A.M., Maciejewska-Rutkowska I. 2005a. Flora naczyniowa i roślinność rezerwatu „Ostrów Panieński” koło Chełmna. *Parki Nar. Rez. Przyr.* 24(1-4): 61-87.
77. Jagodziński A.M., Maciejewska-Rutkowska I. 2005b. Warunki przyrodnicze rezerwatu „Ostrów Panieński” koło Chełmna w ujęciu historycznym. *Parki Nar. Rez. Przyr.* 24(1-4): 39-59.
78. Jagodziński A.M., Maciejewska-Rutkowska I. 2008. Zmiany we florze rezerwatu przyrody „Ostrów Panieński” koło Chełmna w latach 1965-2001. *Studia Naturae* 54(2): 121-131.
79. Jankowski D. 2024. Zanieczyszczenia komunikacyjne w miastach – przeciwdziałanie degradacji środowiska. *Kontrola Państwowa* 69(4): 59-72.
80. Jankowski W., Świerkosz K. (red.) 1995. Korytarz ekologiczny doliny Odry. Stan - Funkcjonowanie - Zagrożenia. IUCN Poland. ss. 266.
81. Jasnowska J. 1993. Łęgi w dolinie dolnej Odry w świetle badań geobotanicznych. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych* 412: 51-62.
82. Kabata-Pendias A., Motowicka-Terelak T., Piotrowska M., Terelak H., Witek T. 1993. Ocena stopnia zanieczyszczenia gleb i roślin metalami ciężkimi i siarką. Ramowe wytyczne dla rolnictwa. Wydawnictwo Instytutu Upraw Nawożenia i Gleboznawstwa, Puławy (53): 1-20.
83. Kaszyński B., Szczukowska H. 2012. Łęgi, polskie lasy deszczowe. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie* 14(32/3): 104-110.
84. Kawałko D., Halarewicz A., Kaszubkiewicz J., Jezierski, P. 2017. Tempo dekompozycji opadu organicznego podczas przemian siedlisk łągowych. *Sylwan* 161(07): 565-572.
85. Kawałko D., Halarewicz A., Pruchniewicz D. 2015. Stan roślinności nadodrzańskich lasów łągowych w okolicach Wołowa. *Sylwan* 159(3): 220-226.

86. Keller M., Kot H., Dombrowski A., Rowiński P., Chmielewski S., Bukaciński D. (red.) 2017. Ptaki środkowej Wisły. Mazowiecko-Świętokrzyskie Towarzystwo Ornitologiczne. Pionki, 698 ss.
87. Kołaczowska E. 2010. Obce inwazyjne gatunki roślin w krajobrazie dolin Świdra i Rządzy. Prace Komisji Krajobrazu Kulturowego (13): 152-163.
88. Kopij, G. (2022). Stanowiska rzadkich i chronionych gatunków roślin i grzybów na Ziemi Prudnickiej. Przyroda Śląska Opolskiego, 28, 59-64.
89. Korzeniowska, J., & Stanisławska-Głubiak, E. (2019). Phytoremediation potential of *Phalaris arundinacea*, *Salix viminalis* and *Zea mays* for nickel-contaminated soils. International Journal of Environmental Science and Technology: IJEST, 16(4), 1999–2008.
90. Koss W. 2024. Raport o stanie lasów w Polsce 2023. Państwowe Gospodarstwo Leśne. Lasy Państwowe, Warszawa, 105 ss.
91. Kottek M., Grieser J., Beck C., Rudolf B., Rubel F. 2006. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated.
92. Kowalska A. 2006. Land-use change in different natural habitats of the Vistula River Valley during the 19th and 20th centuries. Geographia Polonica 79(1): 113-130.
93. Kowalska A. 2009. Zmiany charakteru i rozmieszczenia zbiorowisk roślinnych w dolinie środkowej Wisły w drugiej połowie XX wieku (odcinek Anopol–Góra Kalwaria). Przegląd Geograficzny 81(3): 347–364.
94. Kowalska A. 2010. Wpływ obwałowań na zróżnicowanie roślinności równiny zalewowej w dolinie środkowej Wisły, Nizina Mazowiecka. Krajobrazy kulturowe dolin rzecznych. Potencjał i wykorzystanie. Prace Komisji Krajobrazu Kulturowego PTG 13: 135-151.
95. Kowalska A. 2011. Przekształcenia roślinności równiny zalewowej doliny środkowej Wisły, gmina Łomianki – strefa podmiejska Warszawy. Acta Botanica Silesiaca 7: 5-16.
96. Kowalska A. 2012. Kompleksy roślinności i krajobrazy roślinne doliny środkowej Wisły. Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN, Prace Geograficzne nr 232, Warszawa, 110 ss.
97. Kozłowska A. 2000. Roślinność [w:] Wisła w Warszawie, Dom Wydawniczy Elipsa, s 101-107 + mapa.
98. Kozłowska A. 2001. Mapa roślinności Warszawy w skali 1:10 000 Założenia teoretyczne, metoda wykonania i zastosowanie [w:] Krawczyk B., Węclawowicz G. (red.) Badania środowiska fizycznogeograficznego aglomeracji warszawskiej. Prace Geograficzne 180: 107-119.
99. Krawczyk R. 2011. Bogactwo flory naczyniowej a wskaźniki synantropizacji w dolinie rzecznej na przykładzie dolnego Sanu. Acta Botanica Silesiaca 7: 63-77.
100. Krebs C.J. 1996. Ekologia. Eksperymentalna analiza rozmieszczenia i liczebności. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.

101. Kuchcik M., Błażejczyk K. 2001. Wpływ warunków pogodowych na zachorowalność i umieralność mieszkańców Warszawy [w:] Krawczyk B., Węclawowicz G. (red.) Badania środowiska fizycznogeograficznego aglomeracji warszawskiej, Prace Geograficzne 180: 71-87.
102. Kuchcik M., Czarnecka K., Błażejczyk K. 2024. Urban heat island in Warsaw (Poland): Current development and projections for 2050. Urban Climate 55: 101901.
103. Künstler P. 2000. Specyfika i bogactwo flory siedlisk aluwialnych w dolinie Wisły [w:] Matuszkiewicz J.M., Roo-Zielińska E. (red.) Międzywale Wisły jako swoisty układ przyrodniczy (odcinek Pilica-Narew). Dok. Geogr., Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN: 77-88.
104. Kurowski J.K. (red.) 1998. Sulejowski Park Krajobrazowy: środowisko przyrodniczo-geograficzne. Zespół Nadpilicznych Parków Krajobrazowych. Moszczenica, 176 ss.
105. Li B., Ma Y., Zhou Y., Chai E. 2023. Research progress of different components of PM_{2.5} and ischemic stroke. Scientific Reports 13: 15965.
106. Loh J., Green R.E., Ricketts T., Lamoreux J., Jenkins M., Kapos V., Randers J. 2005. The Living Planet Index: using species population time series to track trends in biodiversity. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 360(1454): 289-295.
107. Lovejoy T.E. 1980. The Technical Report. W: Barney G.O. (red.). The Global 2000 Report to the President, vol. 2. Penguin, New York, s. 327-332.
108. Ługowska M. 2014. Segetal flora of the Middle Vistula River Valley. Acta Agrobotanica 67(4): 99-113.
109. Łukowski A., Popek R., Karolewski P. 2020. Particulate matter on foliage of *Betula pendula*, *Quercus robur*, and *Tilia cordata*: deposition and ecophysiology. Environmental Science and Pollution Research International 27(10): 10296-10307.
110. Macicka T., Wilczyńska W. 1993. Aktualna roślinność doliny środkowej Odry i jej zagrożenia [w:] Tomiałojć L. (red.) Ochrona przyrody i środowiska w dolinach nizinnych rzek Polski. Komitet Ochrony Przyrody PAN. Wydawnictwo Instytutu Ochrony Przyrody PAN, Kraków, s. 49-60.
111. Maes J., Teller A., Erhard M., Condé S., Vallecillo S. i in. 2020. Mapping and assessment of ecosystems and their services – An EU wide ecosystem assessment in support of the EU biodiversity strategy, Publications Office of the European Union <https://data.europa.eu/doi/10.2760/757183>
112. Magurran A.E. 2013. Ecological diversity and its measurement. Springer Science & Business Media
113. Marciniuk P., Wierzbza M. 2006. Chosen synanthropic plant species in the Bug River Valley: routes and effects of expansion. Biodiversity: Research and Conservation 1-2: 82-85.

114. Matuszkiewicz J. 2000. Ocena wartości przyrodniczej międzywala Wisły na odcinku warszawskim. [w:] Matuszkiewicz J.M., Roo-Zielińska E. (red.) Międzywale Wisły jako swoisty układ przyrodniczy (odcinek Pilica-Narew). Dok. Geogr., Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN: 159-182.
115. Matuszkiewicz J., Chojnacki J., Kozłowska A., Plit J., Roo-Zielińska E., 2000. Zróżnicowanie typologiczno-przestrzenne i dynamiczne roślinności obszaru międzywala Wisły na odcinku warszawskim [w:] Matuszkiewicz J.M., Roo-Zielińska E. (red.) Międzywale Wisły jako swoisty układ przyrodniczy (odcinek Pilica-Narew). Dok. Geogr., Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN: 31-75.
116. Matuszkiewicz J.M. 2007. Zespoły leśne Polski. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa, 357 ss.
117. Matuszkiewicz J.M., Gacka-Grzesikiewicz E. 2001. Walory przyrodnicze doliny Wisły w Warszawie – bariera rozwoju czy szansa na rozwój zrównoważony [w:] Krawczyk B., Węclawowicz G. (red.) Badania środowiska fizycznogeograficznego aglomeracji warszawskiej. Prace Geograficzne 180: 83-104.
118. Matuszkiewicz J.M., Wolski J. 2023. Potencjalna roślinność naturalna Polski (wersja wektorowa), IGiPZ PAN, Warszawa.
119. Matuszkiewicz W. 2011. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa, 537 ss.
120. Matuszkiewicz W., Sikorski P., Szwed W., Wierzba M., Danielewicz W., Wysocki C., Kiciński P. 2012. Zbiorowiska roślinne Polski. Lasy i zarośla. Ilustrowany przewodnik. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa, 518 ss.
121. McAllister, D.E., 1991. What is the status of the world's coral reef fishes? *Sea Wind* 5, 14–18.
122. McDonald A.G., Bealey W.J., Fowler D., Dragosits U., Skiba U., Smith R.I., Nemitz E. 2007. Quantifying the effect of urban tree planting on concentrations and depositions of PM10 in two UK conurbations. *Atmospheric Environment*, Oxford, England 41(38): 8455–8467.
123. Mędrzycki P. 2011. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Acer negundo*.
124. Mirek Z., Piękoś-Mirkowa H., Zając A., Zając M. 2020. Vascular plants of Poland. An annotated checklist. Instytut Botaniki im. W. Szafera, Polska Akademia Nauk, Kraków.
125. Mölder A., Schneider E. 2011. On the beautiful diverse Danube? Danubian floodplain forest vegetation and flora under the influence of river eutrophication. *River Research and Applications*, 27(7): 881-894
126. Monfared S.H., Matinizadeh M., Shirvany A., Amiri G.Z., Fard R.M., Rostami F. 2013. Accumulation of heavy metal in *Platanus orientalis*, *Robinia pseudoacacia* and *Fraxinus rotundifolia*. *Journal of Forestry Research* 24(2): 391-395.

127. Monks P. (red.) 2019. Non-Exhaust Emissions from Road Traffic. Air quality expert group. Prepared for: Department for Environment, Food and Rural Affairs; Scottish Government; Welsh Government; and Department of the Environment in Northern Ireland, 89 ss.
128. Murray, N.J., Miller, R.M., Zager, I., Keith, D.A., Bland, L.M., Esteves, R., Oliveira-Miranda, M.A., Rodríguez J.P. 2016. Introduction to the IUCN Red List of Ecosystems Categories and Criteria: course manual.
129. Nadgórska-Socha A., Kandziora-Ciupa M., Trzęsicki M., Barczyk G. 2017. Air pollution tolerance index and heavy metal bioaccumulation in selected plant species from urban biotopes. *Chemosphere* 183: 471-482.
130. Nadgórska-Socha, A., Kiziora-Ciupa, M., Ciepał, R., Barczyk, G., 2016. *Robinia pseudoacacia* i *Melirium album* in trace elements biomonitoring i air pollution tolerance index study, *International Journal of Environmental Science i Technology*, 13(7), 1741–1752.
131. Nawrocki A., Przybysz A., Moniuszko H., Wójcik-Gront E., Sikorski P., Popek R. 2025. Understanding Spatial Patterns of Traffic Pollutant Reduction by Vegetated Earth Berms, *Building and Environment* doi: <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2025.113878>
132. Nawrocki A., Przybysz A., Moniuszko H., Wójcik-Gront E., Sikorski P., Popek R. 2025. Understanding spatial patterns of traffic pollutant reduction by vegetated earth berms. *Building and Environment*, (113878), 113878.
133. Nobis A., Żmihorski M., Kotowska D. 2016. Linking the diversity of native flora to land cover heterogeneity and plant invasions in a river valley. *Biological Conservation* 203: 17-24.
134. Norman M, Johansson C. 2006. Studies of some measures to reduce road dust emissions from paved roads in Scandinavia. *Atmospheric Environment* 40(32): 6154-6164.
135. Norrström A.C., Jacks G. 1998. Concentration and fractionation of heavy metals in roadside soils receiving de-icing salts. *Science of the Total Environment* 218(2-3): 161-174.
136. Nowińska R., Czarna A., Czekalski M., Morozowska M. 2016. Vascular flora of selected palace parks in the Wielkopolska region. *Steciana* 20(3): 137-157.
137. Obidziński A., Kołaczowska E., Otręba A. (red.), 2016. *Metody zwalczania obcych gatunków roślin występujących na terenach Puszczy Kampinoskiej, Kampinoski Park Narodowy.*
138. Olaczek R. 1982. Synanthropization of phytocoenoses. *Memorabilia zoologica* 37: 93-112.
139. Osuchowska M. 1995. Zbiorowiska roślinne doliny Pilicy od Domaniewic do ujścia. *Radomskie Towarzystwo Naukowe, Radom*, 117 ss.

140. Pawlak W., 2009, Efektywne albedo powierzchni miejskiej, *Acta Universitatis Lodzianensis, Folia Geographica Physica*, 9, Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego, 165 ss.
141. Peel M.C., Finlayson B.L., McMahon T.A. 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences* 11: 1633–1644, <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>.
142. Piątkowski M., Karabowicz L., Jerczyński T., Burno K., Zaniewski P.T. 2018. Kształtowanie się nadrzecznych zbiorowisk roślinnych nad rzeką Pilicą na odcinku Nowe Miasto nad Pilicą – Tomczyce. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie* 20 (56/2): 29-43.
143. Piczak M.L., Perry D., Cooke S.J., Harrison I., Benitez S., Koning A., ... & Creed I.F. 2023. Protecting and restoring habitats to benefit freshwater biodiversity. *Environmental Reviews*, 32(3): 438-456
144. Pilon-Smits E. 2005. Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology* 56(1): 15-39.
145. Polowczyk A., Polowczyk J., Wrońska-Pilarek D. 2007. Dendroflora of the planned „Bieliszowskie Łęgi” Reserve situated along the Odra River in the region of Lower Silesia. *Acta Scientiarum Polonorum. Silvarum Colendarum Ratio et Industria Lignaria* 6(1): 51-64.
146. Popek R., Fornal-Pieniak B., Chyliński F., Pawełkiewicz M., Bobrowicz J., Chrzanowska D., Przybysz A. 2022. Not only trees matter – Traffic-related PM accumulation by vegetation of urban forests. *Sustainability* 14(5): 2973.
147. Popek R., Gawrońska H., Wrochna M., Gawroński S.W., Sæbø A. 2013. Particulate matter on foliage of 13 woody species: deposition on surfaces and phytostabilisation in waxes—a 3-year study. *International Journal of Phytoremediation* 15(3): 245-256.
148. Popek R., Łukowski A., Bates C., Oleksyn J. 2017a. Accumulation of particulate matter, heavy metals, and polycyclic aromatic hydrocarbons on the leaves of *Tilia cordata* Mill. in five Polish cities with different levels of air pollution. *International Journal of Phytoremediation* 19(12): 1134-1141.
149. Popek R., Łukowski A., Grabowski M. 2018. Influence of Particulate Matter Accumulation on Photosynthetic Apparatus of *Physocarpus opulifolius* and *Sorbaria sorbifolia*. *Polish Journal of Environmental Studies* 27(5): 2391-2396.
150. Popek R., Łukowski A., Karolewski P. 2017b. Particulate matter accumulation—further differences between native *Prunus padus* and non-native *P. serotina*. *Dendrobiology* (78): 85-95.
151. Popek R., Przybysz A., Łukowski A., Baranowska M., Bułaj B., Hauke-Kowalska M., Kowalkowski W. 2025. Shields against pollution: phytoremediation and impact of particulate matter on trees at Wigry National Park, Poland. *International Journal of Phytoremediation* 27(4): 448-461.

152. Popek, R., Fornal-Pieniak, B., Dąbrowski, P., & Chyliński, F. (2023). The role of spontaneous flora in the mitigation of particulate matter from traffic roads in an urbanised area. *Sustainability*, 15(9), 7568.
153. Popek, R., Łukowski, A., Roy, A., Mandal, M., Przybysz, A., Zając, Z., & Sarkar, A. (2025). Combined efficiency of tree and shrub vegetation barriers in mitigating PM, TEs, and PAHs along urban roadways. *International Journal of Phytoremediation*, 1–9.
154. Porter T.M., Hajibabaei M. 2018. Scaling up: A guide to high-throughput genomic approaches for biodiversity analysis. *Molecular ecology* 27(2): 313-338.
155. Pyšek P., Prach K. 1993. Plant invasions and the role of riparian habitats: a comparison of four species alien to central Europe. *Journal of Biogeography* 20: 413–420.
156. QGIS Development Team. 2025. QGIS Geographic Information System.
157. R Development Core Team (2024). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Dostępne na: <https://www.R-project.org/>
158. Ratyńska H. 2001. Roślinność Poznańskiego Przełomu Warty i jej antropogeniczne przemiany. Wyd. Akademii Bydgoskiej, Bydgoszcz, 466 ss.
159. Ratyńska H., Waldon-Rudziołek B., Hoffmann R., Wachowiak E. 2015. Walory przyrodnicze doliny rzeki Brdy w Bydgoszczy [w:] Załuski T., Krasicka-Korczyńska E., Ratyńska H., Sawilska A.K. (red.) Cenne składniki flory i roślinności na obszarze Pomorza i Kujaw. *Polskie Towarzystwo Botaniczne, Oddział w Bydgoszczy*, s. 21-45.
160. Ratyńska H., Wojterska M., Brzeg A., Kołacz M. 2010. Multimedialna encyklopedia zbiorowisk roślinnych Polski. NFOŚiGW, UKW, IETI, Bydgoszcz.
161. Reid, W. V., & Miller, K. (1989). *Keeping Options Alive: The Scientific Basis for Conserving Biodiversity*. Washington DC: World Resources Institute.
162. Richardson D.M., Holmes P.M., Esler K.J., Galatowitsch S.M., Stromberg J.C., Kirkman S.P., Pyšek P., Hobbs R.J. 2007. Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and distributions* 13(1): 126-139.
163. Rieger I., Lang F., Kowarik I., Cierjacks A. 2014. The interplay of sedimentation and carbon accretion in riparian forests. *Geomorphology*, 214: 157-167.
164. Rienda I.C., Alves C.A. 2021. Road dust resuspension: A review. *Atmospheric Research* 261: 105740.
165. Roy A., Mandal M., Das S. i in. (9 współautorów) 2024. Non-exhaust particulate pollution in Asian countries: A comprehensive review of sources, composition, and health effects. *Environmental Engineering Research* 29(3): 230384.
166. Rozbicka K, Rozbicki T. 2021. Long-term variability of bioclimatic conditions and tourism potential for Warsaw agglomeration (Poland). *International Journal of Biometeorology* 65(9): 1485-1495.

167. RStudio Team (2024). RStudio: Integrated Development for R. Posit Software, PBC, Boston, MA. Dostępne na: <https://posit.co/>
168. Salt D.E., Smith R.D., Raskin I. 1998. Phytoremediation. Annual Review of Plant Biology 49(1): 643-668.
169. Sarang K., Rudziński K.J., Szmigielski R. 2021. Green Leaf Volatiles in the Atmosphere – Properties, Transformation, and Significance. Atmosphere 12(12): 1655.
170. Setiawan G.D., Przybysz A., Treesubstorn C., Popek R. 2025. Effect of simulated rain and rain frequency on particulate matter re-accumulation in roadside climbers *Parthenocissus quinquefolia*. Environmental Pollution 2025: 382. doi:10.1016/j.envpol.2025.126649
171. Schnitzler A., Hale B.W., Alsum E.M. 2007. Examining native and exotic species diversity in European riparian forests. Biological conservation 138(1-2): 146-156.
172. Shannon C.A. 1948. A Mathematical Theory of Communication. The Bell System Technical Journal, 27, s. 379–423.
173. Sheng M.S., Wen L., Le Truong Q., Davy P. 2025. Impact of road dust on local air pollution: a case study of Auckland, New Zealand. Journal of the Royal Society of New Zealand 55(6): 2150-2168.
174. Sicard P., Pascu I.S., Petrea S. I in. (8 współautorów) 2025. Effect of tree canopy cover on air pollution-related mortality in European cities: an integrated approach. The Lancet Planetary Health 9(6): e527-e537.
175. Sienkiewicz J. 2010. Koncepcje bioróżnorodności – ich wymiary i miary w świetle literatury. Ochr. Środ. Zasob. Nat. 45: 7-29.
176. 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.
177. Skiba A., Styszko K., Tobler A. i in. (14 współautorów) 2024. Source attribution of carbonaceous fraction of particulate matter in the urban atmosphere based on chemical and carbon isotope composition. Scientific Reports 14: 7234.
178. Solon J., Plit J. 1992. Transformacje antropogeniczne układów ekologicznych [w:] Kostrowicki A.S. (red.) Wpływ urbanizacji na układy ekologiczne strefy podmiejskiej Warszawy. PAN, Dokumentacja Geograficzna 5-6: 25-34.
179. Sołtysiak J. 2020. Does the urban heat island determine the distribution of *Fallopia* taxa in cities? – preliminary study from Wrocław (Central Europe). Ecological Questions 31(2): 19-25.
180. Stefańska-Krzaczek E. 2013. Bogactwo gatunkowe osuszonych lasów łągowych w środowisku miejskim Wrocławia. Sylwan 157(05): 366-375.

181. Stefańska-Krzaczek E., Podgrudna K. 2015. Florystyczne i fitocenotyczne wskaźniki stanu zachowania lasów zalewowych w miejskiej dolinie rzecznej. *Sylwan* 159(1): 82-88.
182. Straigytė L., Cekstere G., Laivins M., Marozas V. 2015. The spread, intensity and invasiveness of the *Acer negundo* in Riga and Kaunas. *Dendrobiology* 74.
183. Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego miasta stołecznego Warszawy. 2021. Załącznik Nr 1 do Uchwały Nr LIII/1611/2021 Rady m.st. Warszawy z 26 sierpnia 2021 r. – ujednolicona forma Załącznika Nr 1 do Uchwały Nr LXXXII/2746/2006 Rady m.st. Warszawy z dnia 10.10.2006 r. z wyróżnieniem zmian.
184. Tabacchi E., Planty-Tabacchi A.M., Salinas M.J., Décamps H. 1996. Landscape structure and diversity in riparian plant communities: a longitudinal comparative study. *Regulated Rivers: Research & Management* 12: 367-390.
185. Tockner K., Stanford J.A. 2002. Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental conservation* 29(3): 308-330.
186. Tokarska-Guzik B. 2009. Metody zwalczania roślin inwazyjnych obcego pochodzenia, W: Z. Dajdok, P. Pawlaczyk (red.), *Inwazyjne gatunki roślin mokradeł Polski*, s. 124-131. Wyd. Klubu Przyrodników, Świebodzin.
187. Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zając M., Zając A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński C. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa, 107 ss.
188. Tomiałojć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP „pro Natura”, Wrocław, 868 ss.
189. Unterbrunner R., Puschenreiter M., Sommer P., Wieshammer G., Tlustoš P., Zupan M., Wenzel W.W. 2007. Heavy metal accumulation in trees growing on contaminated sites in Central Europe. *Environmental Pollution* 148(1): 107-114.
190. Van der Maarel E. (1979): Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. *Vegetatio*, 39, 2, s. 97-114.
191. Ward J.V., Tockner K., Arscott D.B., Claret C. 2002. Riverine landscape diversity. *Freshwater biology* 47(4): 517-539
192. Whittaker R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21(2-3): 213-251
193. WHO. 2021. WHO Global Air Quality Guidelines: Particulate Matter (PM2.5 and PM10), Ozone, Nitrogen Dioxide, Sulfur Dioxide and Carbon Monoxide; World Health Organization: Geneva, Switzerland, 2021.
194. Willmert H.M., Osso Jr J.D., Twiss M.R., Langen T.A. 2018. Winter road management effects on roadside soil and vegetation along a mountain pass in the Adirondack Park, New York, USA. *Journal of Environmental Management* 225: 215-223.
195. Wilson E.O. 1992. *The Diversity of Life*. Harvard University Press, Cambridge, MA.

196. Wilson E.O. 1988. Biodiversity. Washington, D.C., DC: National Academies Press.
197. Wojterska M., Ratyńska H. 2019. Zróżnicowanie przestrzenne roślinności obszarów zalewowych strefy ujścia rzeki Warty do zbiornika Jeziorsko. *Przegląd Geograficzny* 91(3): 385-404.
198. Wojterski T., Balcerkiewicz S., Leszczyńska M., Piaszyk M. 1973. Szata roślinna jako wskaźnik do zagospodarowania Doliny Warty w Poznaniu dla celów rekreacyjnych. *Bad. Fizjogr. Pol. Zach., ser. B* 24: 143–163.
199. Wojterski T., Wojterska H. 1974. Zespoły leśne i zaroślowe doliny Warty w Poznaniu. *Bad. Fizjogr. Pol. Zach., ser. B* 27: 7-44.
200. Wojtkowiak B., Wrońska-Pilarek D., Pilarek Z. 2013. Dendroflora projektowanego rezerwatu „Bełczańskie Starorzeczka” nad Odrą (województwo Dolnośląskie). *Acta Scientiarum Polonorum. Silvarum Colendarum Ratio et Industria Lignaria* 3(12): 37-50.
201. Wójcik T., Makuch-Pietras I., Ćwik A., Ziaja M. 2020. Antropogeniczne zmiany wybranych elementów środowiska przyrodniczego w rezerwacie leśnym Lisia Góra w Rzeszowie. *Sylvan* 164(03): 246-253.
202. Wrońska-Pilarek D. 2004. The vascular plants of the „Olszak I, II” ecological land in Poznań. *Acta Scientiarum Polonorum. Silvarum Colendarum Ratio et Industria Lignaria* 3(2): 85-99.
203. Wrońska-Pilarek D. 2008. Vascular plants of „Strzeszyn” ecological site in Poznań. *Acta Scientiarum Polonorum. Silvarum Colendarum Ratio et Industria Lignaria* 7(4): 79-91.
204. Wrońska-Pilarek D. 2010. The vascular plants of the former ecological site „Bogdanka” in Bogdanka river valley in Poznań. *Acta Scientiarum Polonorum. Silvarum Colendarum Ratio et Industria Lignaria* 9(3–4): 51–69.
205. Wrońska-Pilarek D., Kluza-Wieloch M. 2022. Dawne użytki ekologiczne w zlewni Junikowskiego Strumienia i ich rola w ekologicznym systemie obszarów chronionych miasta Poznania [w]: Mazurek M., Abramowicz D. (red.) *Środowisko geograficzne zlewni Strumienia Junikowskiego*. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań, s. 223-229.
206. Wrońska-Pilarek D., Pilarek Z., Dusza W. 2020. Rośliny naczyniowe użytku ekologicznego „Kobylepole” w Poznaniu. *Acta Scientiarum Polonorum. Silvarum Colendarum Ratio et Industria Lignaria* 19(3): 133-143.
207. Wrońska-Pilarek D., Stasik L. 2005. Dendroflora of the „Olszak I, II” ecological site in Poznań. *Acta Scientiarum Polonorum. Silvarum Colendarum Ratio et Industria Lignaria* 4(1): 107-120.
208. Wysocki C., Sikorski P. 2009. Fitosocjologia stosowana w ochronie i kształtowaniu krajobrazu. Wydawnictwo SGGW, Warszawa, 498 ss.
209. Zając A., Zając M. 2001. Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce. *Distribution Atlas of Vascular Plants in Poland*.

210. Zaniewski P.T., Dembicz I., Zaniewska E., Kanabus A., Kozub L. 2021. Synantropizacja flory roślin naczyniowych rezerwatu Wieliszewskie Łęgi (środkowa Polska). *Leśne Prace Badawcze* 82(2): 47-66.
211. Zaraś-Januszkiewicz E., Żarska B., Fornal-Pieniak B., Rosłon-Szeryńska E. 2014. Phenological observations of *Ailanthus altissima* (Mill.) swingle at different urban areas. *Plants in Urban Areas and Landscape*: 35-39.
212. Zarzycki K., Kaźmierczakowa R., Mirek Z. 2014. *Polska Czerwona Księga Roślin. Paprotniki i rośliny kwiatowe. Wyd. III. uaktualnione i rozszerzone.* Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków.
213. Zarzycki K., Trzcińska-Tacik H., Rożański W., Szelaż Z., Wołek J., Korzeniak U. 2002. Ecological indicator values of vascular plants of Poland/Ekologiczne liczby wskaźnikowe roślin naczyniowych Polski. Instytut Botaniki im. W. Szafera, Polska Akademia Nauk, Kraków.
214. Zhakypbek Y., Kossalbayev B.D., Belkozhayev A.M. i in. (10 współautorów) 2024. Reducing heavy metal contamination in soil and water using phytoremediation. *Plants* 13(11): 1534.

8.2. Akty prawne

1. Convention on Biological Diversity. 2022. Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework. CBD/COP/DEC/15/4. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montréal, Canada. <https://www.cbd.int/gbf>
2. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2016/2284 z dnia 14 grudnia 2016 r. w sprawie w sprawie redukcji krajowych emisji niektórych rodzajów zanieczyszczeń atmosferycznych, zmiany dyrektywy 2003/35/WE oraz uchylecia dyrektywy 2001/81/WE (Tekst mający znaczenie dla EOG) (Dz. Urz. UE L 344 z 17.12.2016, str. 1).
3. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/50/WE z dnia 21 maja 2008 r w sprawie jakości powietrza i czystego powietrza dla Europy (Dz. Urz. UE L 152 z 11.06.2008, str. 1).
4. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/147/WE z dnia 30 listopada 2009 r. w sprawie ochrony dzikiego ptactwa (Dz. Urz. UE L 20 z 26.01.2010, str. 7, z późn. zm.).
5. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2010/75/UE z dnia 24 listopada 2010 r. w sprawie emisji przemysłowych (zintegrowane zapobieganie zanieczyszczeniom i ich kontrola) (Tekst mający znaczenie dla EOG) (Dz. Urz. UE L 334 z 17.12.2010, str. 17, z późn. zm.).
6. Dyrektywa Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory (Dz. Urz. WE L 206 z 22.07.1992, str. 7, z późn. zm.).

7. Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady Europejskiej, Rady, Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów Europejski Zielony Ład. COM(2019)640 final, Bruksela, dnia 11.12.2019 r.
8. Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów. Unijna strategia na rzecz bioróżnorodności 2030 Przywracanie przyrody do naszego życia. COM(2020)380 final, Bruksela, dnia 20.05.2020 r.
9. Konstytucja Rzeczypospolitej Polskiej z dnia 2 kwietnia 1997 r. (Dz.U. z 1997 r. Nr 78 poz. 483 ze zm.).
10. Konwencja o różnorodności biologicznej z dnia 5 czerwca 1992 r. (tekst jedn. Dz.U. 2002 nr 184 poz. 1532).
11. Rozporządzenie (UE) 2024/1991 Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 24 czerwca 2024 r. w sprawie odbudowy zasobów przyrodniczych i zmiany rozporządzenia (UE) 2022/869 (Tekst mający znaczenie dla EOG) (Dz. Urz. UE L 2024/1991 z 29.07.2024).
12. Rozporządzenie Ministra Klimatu i Środowiska z dnia 31 października 2024 r. zmieniające rozporządzenie w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi (Dz. U. 2024 poz. 1657).
13. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi (Dz. U. 2016 poz. 1395).
14. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 12 stycznia 2011 r. w sprawie obszarów specjalnej ochrony ptaków (Dz. U. poz. 133, ze zm.).
15. Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 9 października 2014 r. w sprawie ochrony gatunkowej roślin (Dz.U. 2014, poz. 1409).
16. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 sierpnia 2012 r. w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu (tekst jedn. Dz. U. z 2021 r. poz. 845).
17. Rozporządzenie Wojewody Warszawskiego z dnia 29 sierpnia 1997 r. w sprawie utworzenia obszaru chronionego krajobrazu na terenie województwa warszawskiego (Dz. Urz. Woj. Warszawskiego z 1997 r. Nr 43, poz. 149).
18. Uchwała nr 34/13 Sejmiku Województwa Mazowieckiego z dnia 18 lutego 2013 r. zmieniająca niektóre rozporządzenia Wojewody Mazowieckiego dotyczące obszarów chronionego krajobrazu (Dz. Urz. z 2013 r. poz. 2486).
19. UN General Assembly. 2015. Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development. A/RES/70/1. <https://docs.un.org/en/A/RES/70/1>
20. Ustawa z dnia 11 sierpnia 2021 r. o gatunkach obcych (tekst jedn. Dz. U. z 2023 r. poz. 1589).
21. Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (tekst jedn. Dz. U. z 2024 r. poz. 1478 ze zm.).

22. Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska (tekst jedn. Dz. U. z 2025 r. poz. 647 ze zm.).
23. Ustawa z dnia 27 marca 2003 r. o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym (tekst jedn. Dz. U. z 2024 r. poz. 1130 ze zm.).
24. Ustawa z dnia 28 września 1991 r. o lasach (tekst jedn. Dz. U. z 2025 r. poz. 567).

8.3. Źródła Internetowe

1. Internet 1. Ochrona i przywracanie różnorodności biologicznej i krajobrazowej <https://www.gov.pl/web/nfosigw/ochrona-i-przywracanie-roznorodnosci-biologicznej-i-krajobrazowej> Dostęp 16 września 2025.
2. Internet 2. Fundusze Europejskie dla Polski Wschodniej – strona główna serwisu. <https://www.fepw.gov.pl/> Dostęp 25 sierpnia 2025.
3. Internet 3. Habitat assessments at EU biogeographical level. <https://nature-art17.eionet.europa.eu/article17/habitat/summary/?period=5&group=Forests&subject=91E0®ion=CON> Dostęp 12 lipca 2025.
4. Internet 4. Licznik Elektromobilności: 2024 rokiem stagnacji na rynku samochodów elektrycznych, infrastruktura na plusie. <https://psnm.org/2025/informacja/licznik-elektromobilnosci-2024-rokiem-stagnacji-na-ryнку-samochodow-elektrycznych-infrastruktura-na-plusie/> Dostęp 24 sierpnia 2025.
5. Internet 5. Normy klimatyczne 1991-2020. https://klimat.imgw.pl/pl/climate-normals/TSR_AVE Dostęp 28 czerwca 2025.
6. Internet 6. Mapa stacji pomiarowych w Polsce. <https://powietrze.gios.gov.pl/pjp/maps/measuringstation> Dostęp 3 lipca 2025.
7. Internet 7. Bank danych pomiarowych. <https://powietrze.gios.gov.pl/pjp/archives> Dostęp 20 września 2025.
8. Internet 8. Serwis kartograficzny PIG-PIB. https://geologia.pgi.gov.pl/karto_geo/ Dostęp 17 sierpnia 2025.
9. Internet 9. Warszawski Obszar Chronionego Krajobrazu – strona informacyjna. <https://crfop.gdos.gov.pl/CRFOP/widok/viewobszarchronionegokrajobrazu.jsf?fop=PL.ZIP OP.1393.OCHK.619> Dostęp 12 lipca 2025.

9. Wykaz rysunków, tabel i fotografii

9.1. Wykaz rysunków

Rysunek 1. Porównanie wielkości cząstek PM _{2,5} i PM ₁₀ do innych obiektów biologicznych.....	42
Rysunek 2. Poziom stężenia PM _{2,5} wyrażony jako % średniego rocznego limitu stężenia (20µg/m ³).....	44
Rysunek 3. System korytarzy przewietrzających Warszawy na tle form pokrycia terenu stolicy.....	49
Rysunek 4. Mapa potencjalnej roślinności naturalnej Warszawy	53
Rysunek 5. Mapa pogładowa położenia obszaru badawczego na terenie miasta Warszawy (lewy dolny róg) oraz mapa rozmieszczenia elementów infrastruktury na badanym terenie (legenda poniżej), wraz z wyznaczonymi stanowiskami badawczymi (czerwone punkty oraz żółte pasy kwadratów)	56
Rysunek 6. Rozmieszczenie transektów badawczych na badanym obszarze	57
Rysunek 7. Lokalizacja pasów obserwacyjnych (1-20) i znajdujących się w ich obrębie stanowisk badawczych (czerwone punkty na mapie) w różnej odległości od drogi (R, M, W)	59
Rysunek 8. Schemat procedury badawczej.....	61
Rysunek 9. Średnia liczba gatunków w warstwie A w zależności od pozycji w transekcji (a) oraz od występowania pomiędzy transektami (b). Pionowe słupki oznaczają 0,95 przedziały ufności.....	74
Rysunek 10. Średnia liczba gatunków w warstwie B w zależności od pozycji w transekcji (a) oraz od występowania pomiędzy transektami (b). Pionowe słupki oznaczają 0,95 przedziały ufności.....	75
Rysunek 11. Średnia liczba gatunków w warstwie C w zależności od pozycji w transekcji (a) oraz od występowania pomiędzy transektami (b). Pionowe słupki oznaczają 0,95 przedziały ufności.....	78
Rysunek 12. Histogram rozkładu liczby wystąpień gatunków roślin na badanym terenie	79
Rysunek 13. Histogram rozkładu liczby gatunków oznaczonych na pojedynczych zdjęciach fitosocjologicznych.....	80
Rysunek 14. Heatmapa liczby gatunków roślin na poszczególnych zdjęciach fitosocjologicznych.....	81

Rysunek 15. Liczba gatunków w dziewięciu najliczniejszych rodzinach botanicznych (liczba gatunków ≥ 5).....	82
Rysunek 16. Udział procentowy klas fitosocjologicznych we florze badanego obszaru	86
Rysunek 17. Częstotliwość występowania gatunków zgodnych i niezgodnych z siedliskiem w warstwie A	87
Rysunek 18. Częstotliwość występowania gatunków zgodnych i niezgodnych z siedliskiem w warstwie B.....	88
Rysunek 19. Częstotliwość występowania gatunków zgodnych i niezgodnych z siedliskiem w warstwie C.....	90
Rysunek 20. Średnia liczba gatunków niezgodnych z siedliskiem na badanym obszarze	91
Rysunek 21. Średni udział gatunków niezgodnych z siedliskiem na badanym obszarze	92
Rysunek 22. Średnia liczba gatunków poszczególnych typów roślinności na badanym obszarze	94
Rysunek 23. Średnia liczba gatunków poszczególnych typów roślinności oraz ich udział na kolejnych pozycjach w transekcje	95
Rysunek 24. Średnia liczba gatunków poszczególnych typów roślinności oraz ich udział w transektach.....	95
Rysunek 25. Analiza składu gatunkowego według pochodzenia roślinności	106
<i>Rysunek 26. Średnia liczba gatunków obcych na badanym obszarze</i>	<i>110</i>
<i>Rysunek 27. Średni udział gatunków obcych na badanym obszarze</i>	<i>111</i>
Rysunek 28. Średnia liczba gatunków inwazyjnych na badanym obszarze	115
Rysunek 29. Średni udział gatunków inwazyjnych na badanym obszarze	115
Rysunek 30. Średnia liczba gatunków poszczególnych form życiowych na badanym obszarze	119
Rysunek 31. Analiza występowania roślin o poszczególnych formach życiowych na kolejnych pozycjach w transekcje	119
Rysunek 32. Analiza występowania roślin o poszczególnych formach życiowych w transektach.....	120
Rysunek 33. Heatmapa liczby gatunków starych lasów na poszczególnych zdjęciach fitosocjologicznych	127
Rysunek 34. Heatmapa liczby gatunków roślin odpornych na zwiększoną zawartość NaCl w glebie/wodzie na poszczególnych zdjęciach fitosocjologicznych	131

Rysunek 35. Heatmapa liczby gatunków roślin odpornych na zwiększoną zawartość metali ciężkich w glebie na poszczególnych zdjęciach fitosocjologicznych	132
Rysunek 36. Analiza PCA dla poszczególnych ekologicznych liczb wskaźnikowych	133
Rysunek 37. Wynik analizy PCA dla poszczególnych ekologicznych liczb wskaźnikowych dla poszczególnych zdjęć fitosocjologicznych, z uwzględnieniem transektów 1-9 (na północ od Mostu Siekierkowskiego; kolor czerwony) oraz transektów 10-15 (na południe od Mostu Siekierkowskiego; kolor niebieski).....	134
Rysunek 38. Analiza PCA dla poszczególnych zmiennych aktywnych – wykrytych w glebie pierwiastków: Pb, Zn, Cu, Sr, Fe, Ni, Mn, Cl i S – względem dwóch najbardziej wyjaśniających zmienność czynników	136
Rysunek 39. Analiza PCA dla poszczególnych zmiennych aktywnych – wykrytych w materiale roślinnym pierwiastków: Cd, Cr, Zn, Cu, Fe oraz Mn – względem dwóch najbardziej wyjaśniających zmienność czynników	138
Rysunek 40. Wykresy zależności średniego pH gleby w zależności od badanego stanowiska dla każdego z położen względem rzeki i drogi oraz osobno dla dwóch pór roku: wiosny i jesieni	139
Rysunek 41. Wykresy zależności średniej przewodności elektrycznej gleby w zależności od badanego stanowiska dla każdego z położen względem rzeki oraz drogi oraz osobno dla dwóch pór roku: wiosny i jesieni	140
Rysunek 42. Wykres zależności średniej zawartości pyłów zawieszonych zakumulowanych na liściach w zależności od badanego stanowiska dla każdego z położen względem rzeki oraz drogi	141
Rysunek 43. Wykresy zależności średniej zawartości pyłów zawieszonych różnych frakcji oraz typu zakumulowanych na liściach w zależności od położenia względem rzeki oraz drogi	142
Rysunek 44. Wykres zależności średniej zawartości pyłów zawieszonych zakumulowanych na liściach w zależności od badanego stanowiska dla każdej z badanych warstw roślinności	143
Rysunek 45. Wykres zależności średniej zawartości pyłów zawieszonych zakumulowanych na liściach w zależności od warstwy roślinności, z której pobierany był materiał roślinny	145
Rysunek 46. Wykresy zależności średniej zawartości pyłów zawieszonych różnych frakcji oraz typu zakumulowanych na liściach w zależności od pory roku.....	146

9.2. Wykaz tabel

Tabela 1. Graniczne zawartości metali śladowych w powierzchniowej warstwie glebie (0-20 cm) [mg/kg]	40
Tabela 2. Limity średnich dobowych/rocznych stężeń poszczególnych czynników zanieczyszczających.....	43
Tabela 3. Wartości przyjęte w skali Braun-Blanqueta oraz skali van der Maarela	68
<i>Tabela 4. Liczba gatunków w poszczególnych warstwach lasu oraz ich udział we florze badanego obszaru</i>	<i>73</i>
Tabela 5. Liczba gatunków zgodnych i niezgodnych z siedliskiem na badanym terenie z uwzględnieniem warstw lasu	86
Tabela 6. Liczba gatunków i udział procentowy poszczególnych typów roślinności we florze badanego obszaru.....	94
Tabela 7. Liczebność i udział gatunków o poszczególnym pochodzeniu we florze badanego obszaru	105
Tabela 8. Gatunki inwazyjne obecne na badanym terenie wraz z liczbą poletek i wskazaniem warstw, na których stwierdzono ich obecność, kategorią inwazyjności oraz głównymi typami siedlisk, które zajmuje dany gatunek (na zielono zaznaczono siedlisko 91E0) (Kategoria inwazyjności oraz główne typy siedlisk przyrodniczych za: Tokarska-Guzik i in. 2012).....	113
Tabela 9. Liczba gatunków i ich udział w poszczególnych formach życiowych i poszczególnych warstwach	118
Tabela 10. Liczba poletek, na których stwierdzono obecność gatunków wskaźnikowych starych lasów	126
Tabela 11. Mediany oraz średnie wartości wartości ekologicznych liczb wskaźnikowych dla analizowanej roślinności	128

9.3. Wykaz fitografii

Fot. 1. Zbiorowisko łągowe, na terenie którego odnotowano obecność podmokłego zagłębienia terenu.....	29
Fot. 2. Aspekt wiosenny łągu wierzbowo-topolowego (Salici-Populetum) – zbiorowiska objętego badaniami fitosocjologicznymi i środowiskowymi w ramach niniejszej rozprawy.....	55