

# Synantropizacja zbiorowisk łęgowych ze związku *Salicion albae* w południowej części Poznania

## Synanthropisation of riparian plant communities from the alliance *Salicion albae* in the southern part of Poznań

MARCIN K. DYDERSKI, ANDRZEJ M. JAGODZIŃSKI

*M. K. Dyderski, Sekcja Botaniczna Kola Leśników, Wydział Leśny, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Wojska Polskiego 85, 60-625 Poznań*  
*A. M. Jagodziński, Instytut Dendrologii PAN w Kórniku, ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik; Zakład Ochrony Lasu, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Wojska Polskiego 71C, 60-625 Poznań; e-mail: amj@man.poznan.pl*

**ABSTRACT:** This paper presents a human impact on alluvial plant communities in the urban area. We collected 28 relevés in vegetation from the associations *Salicetum triandro-viminalis*, *Salicetum albo-fragilis* and *Populetum albae*. We calculated degree of synanthropisation, anthropophytisation, kenophytisation and hemerophily for each relevé. Statistically significant differences were found between the degree of synanthropisation of *Populetum albae* and *Salicetum triandro-viminalis*. In vegetation from the association *Populetum albae* we observed the expansion of species from the class *Quercu-Fagetea*. Within investigated vegetation we noted presence of invasive alien species: *Acer negundo*, *Bidens frondosa*, *Impatiens parviflora* and new for the area of research – *Echinocystis lobata*. We also found ten species considered endangered in the city. In comparison to the study from 2001, we state that human impact on the vegetation in the researched area increased. This is expressed, in particular by the increase of neophytisation.

**KEY WORDS:** riparian forests, *Salicetum albo-fragilis*, *Populetum albae*, *Salicetum triandro-viminalis*, human impact, neophytes, city

## Wstęp

Lasy łęgowe zajmowały w przeszłości znaczne powierzchnie w dolinach rzecznych. Ich siedliskiem są tereny położone w strefie zalewów w korytach dużych i średnich rzek nizinnych: w strefie zalewów corocznych występują

Dyderski M. K., Jagodziński A. M. 2014. Synantropizacja zbiorowisk łęgowych ze związku *Salicion albae* w południowej części Poznania. *Acta Botanica Silesiaca* **10**: 41–69.

łęgi wierzbowe, a częstych, lecz niekoniecznie corocznych – łęgi topolowe. Zalewy są czynnikiem hamującym sukcesję, której etapem końcowym w dolinie rzecznej jest grąd, a także warunkującym powstawanie specyficznego dla tych siedlisk typu gleby – mad rzecznych (Borysiak 1990, 2004a,b; Faliński 1990; Matuszkiewicz 2011; Matuszkiewicz i in. 2012; Kowalska 2012). Te wymagania siedliskowe implikują ich niewielką potencjalną biochorę – niespełna 1,5% powierzchni kraju (Matuszkiewicz 2008). Obecnie w stanie naturalnym bądź zbliżonym do naturalnego zachowały się tylko w nielicznych miejscach w związku z antropogenicznymi przemianami środowiska dolin – wycinaniem lasów, regulacją rzek i budową zbiorników zaporowych czy wałów przeciwpowodziowych (Borysiak 1990, 2004a,b; Macicka, Wilczyńska 1993; Matuszkiewicz i in. 2000, 2012; Jagodziński, Maciejewska-Rutkowska 2005a,b, 2008; Matuszkiewicz 2011; Kowalska 2012). Badane lasy łęgowe są rzadkie i zagrożone nie tylko w skali Wielkopolski, gdzie zespół *Salicetum albo-fragilis* jest zespołem narażonym na wymarcie, zaś *Populetum albae* bezpośrednio zagrożonym wymarciem (Brzeg, Wojterska 1996), ale i w skali Wspólnoty Europejskiej – stanowią siedliska priorytetowe programu NATURA 2000 (Borysiak 2004a,b). Z tych powodów były prowadzone prace badawcze między innymi w dolinie Warty – np. przez Wojterskiego i in. (1973), Wojterskiego i Wojterską (1974), Danielewicza i Głanca (1988), Borysiak (1994) i Ratyńską (2001), w dolinie Wisły – np. przez Künstlera (2000), Matuszkiewicza i in. (2000), Jagodzińskiego i Maciejewską-Rutkowską (2005a,b, 2008), Jagodzińskiego i in. (2011) oraz Kowalską (2012), w dolinie Odry – np. przez Macicką i Wilczyńską (1993), Borysiak (2004c) i Danielewicza (2008), a także w dolinie Sanu – przez Krawczyka (2011). W dolinie Warty badane zespoły roślinne należą do najbardziej zniszczonych, a w Poznaniu ich fragmenty zachowały się w niewielu miejscach (Ratyńska 2001).

Lasy łęgowe Poznania można podzielić na dwie grupy: zespoły związane z doliną Warty – łęgi wierzbowe, topolowe i wiązowo-jesionowe *Ficario-Ulmetum*, oraz łęgi olszowo-jesionowe *Fraxino-Alnetum*, związane z dolinami dopływów Warty. Ich potencjalne siedliska zajmują niewielką część powierzchni miasta (Wojterski i in. 1973; Wojterski, Wojterska 1974; Wojterski i in. 1981), jednak, ze względu na to, że dominujące w Poznaniu siedliska grądowe zostały wykorzystane pod zabudowę, lasy łęgowe stanowią istotną część roślinności rzeczywistej miasta i poza nielicznymi wyjątkami stanowią większość względnie naturalnych kompleksów leśnych (Kepel 2002). Wiele z nich jest lub była objęta ochroną w postaci użytków ekologicznych (Wrońska-Pilarek i in. 2001; Kepel 2002; Śliwa 2002; Wrońska-Pilarek, Stasik 2003; Wrońska-Pilarek 2008, 2010). Łęgi wierzbowe i topolowe w Poznaniu były wielokrotnie obiektem badań, jednak zawsze dotyczących większego obszaru. Pierwsze badania flory i zbiorowisk aluwialnych na badanym terenie pochodzą z lat 50., następnie zbiorowiska leśne badali Wojterski i Wojterska (1974), Borysiak (1994) oraz Ratyńska (2001).

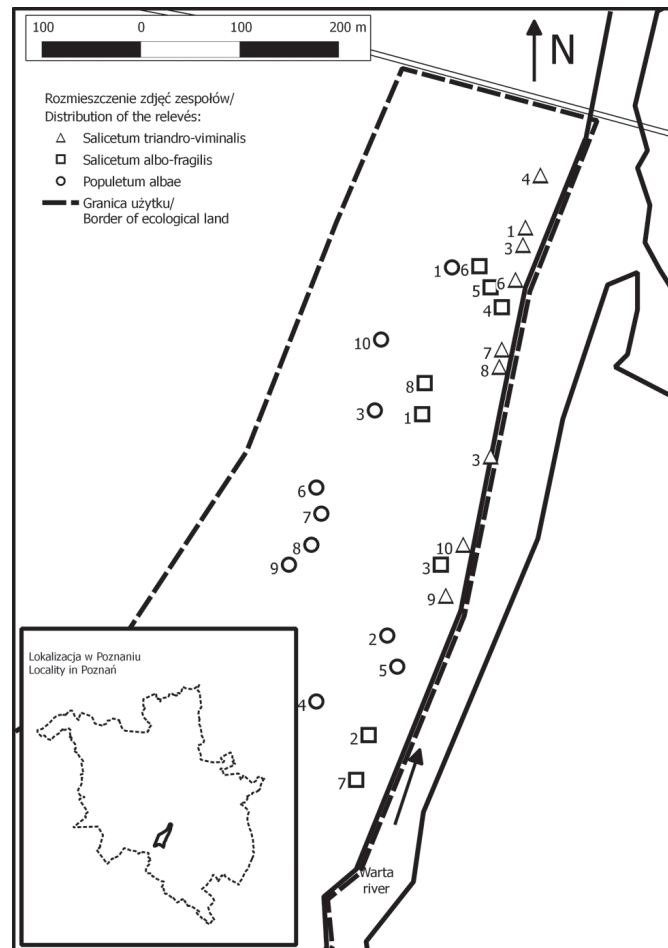
Florę całego miasta Poznania, obejmującą także dolinę Warty, opracował Jackowiak (1993). Najbardziej aktualne i dokładne dane dotyczące badanego obszaru przedstawione zostały przez Wrońską-Pilarek i in. (2001), Śliwę (2002) oraz Wrońską-Pilarek i Stasika (2003). Łęgi nadrzeczne i zarośla wiklin w tym rejonie nie były przedmiotem badań *sensu stricte*, stanowiły jedynie część opracowań dotyczących szaty roślinnej większych obszarów. Z dotychczasowych prac wynikają sprzeczne wnioski. Ratyńska (2001) pisze o degeneracji i braku dobrze wykształconych płatów *Salicetum albo-fragilis* w rejonie Poznańskiego Przełomu Warty, zaś Wrońska-Pilarek i in. (2001) wspominają o braku dobrze wykształconych płatów *Populetum albae* i jedynie ich pozostałościach na badanym terenie w postaci drzewostanu topolowego, przy jednoczesnym występowaniu fitocenz *Salicetum albo-fragilis*.

Synantropizacja jest procesem, który obejmuje m.in. kierunkowe antropogeniczne przemiany ekosystemów związane z zastępowaniem elementów stenotopowych i specyficznych elementami kosmopolitycznymi i eurytopowymi, elementów rodzimych – obcymi oraz zmianą warunków środowiskowych (Faliński 2000; Jackowiak 2003). Łęgi wierzbowe i topolowe jako zbiorowiska wczesnych faz sukcesji zbiorowisk leśnych są szczególnie narażone na ekspansję neofitów (Matuszkiewicz i in. 2012; Tokarska-Guzik i in. 2012), dla których stanowią istotną drogę rozprzestrzeniania się, a także istotne siedlisko w fazie zastoju – *lag phase* (Pyšek, Prach 1993). Badane fitocenozy ze względu na położenie na terenie miasta cechują się dużym natężeniem antropopresji (Jackowiak 1995; Ratyńska 2001). Jednym ze skutków urbanizacji jest obecność wielu gatunków neofitów (Jackowiak 2003; Tokarska-Guzik 2005), których liczba rośnie wraz z liczbą mieszkańców miasta (Pyšek 1998). Dodatkowo, jako ekosystemy zaburzone są łatwiej kolonizowane przez neofity (Pyšek, Prach 1993). W mieście zachodzi także proces ustępowania naturalnych elementów ekosystemów. Zagrożone są nie tylko gatunki, lecz całe grupy gatunków, między innymi związanych z łąkami (Jackowiak 1995, 2003). Ustępowanie gatunków w strefie oddziaływania miasta zachodzi szybciej i na większą skalę niż na obszarach niezurbanizowanych, a co za tym idzie zagrożone są także gatunki pospolite w skali regionu (Jackowiak 1995). Zachowanie wysokiego stopnia bioróżnorodności, zwłaszcza gatunków stenotopowych, w mieście jest szczególnie trudne z uwagi na fragmentację i niewielkie powierzchnie naturalnych ekosystemów, a także dlatego, że wysiłki człowieka dążące do zachowania gatunków rodzimych spotykają się z jego działalnością tworzącą idealne siedliska dla neofitów (Jarošík i in. 2011).

Celem pracy jest określenie stanu zachowania zespołów ze związku *Salicion albae* na terenie byłego użytku ekologicznego „Dębina”, leżącego w południowej części Poznania. Nacisk położono na analizę kompozycji florystycznej fitocenz jako wyniku procesów dynamicznych zachodzących w zbiorowiskach roślinnych, a także na udział neofitów oraz ocenę wartości przyrodniczej pod kątem stanu zachowania fitocenz i występowania gatunków rzadkich i zagrożonych.

## 1. Charakterystyka terenu badań

Badaniami objęto lasy łąkowe byłego użytku ekologicznego „Dębina”, który ma powierzchnię 133 ha (Wrońska-Pilarek, Stasik 2003). Obszar ten leży w dolinie rzeki Warty, pomiędzy 246 a 246,75 km jej biegu, w południowym poznańskim klinie zieleni i stanowi pozostałość dawnych lasów łąkowych porastających dolinę Warty. Całość znajduje się w zasięgu wpływu rzeki, co determinuje warunki siedliskowe, zarówno poprzez mezoklimat, jak i glebę – mady rzeczne właściwe (Wrońska-Pilarek i in. 2001). Teren użytku ograniczony jest od północy ulicą Hetmańską, od wschodu i południa rzeką Wartą, zaś od zachodu ulicami Dolna Wilda i Piastowska (Śliwa 2002) (ryc. 1). Ze względu



Ryc. 1. Rozmieszczenie zdjęć fitosocjologicznych  
Fig. 1. Distribution of the relevés

na położenie obiektu w klinie zieleni teren ten podlega silnej presji rekreacyjnej (Śliwa 2002), ponadto położony jest w sąsiedztwie parków i ogródków działkowych, będących źródłami propagul gatunków obcych. Pomimo tego stanowi cenny obiekt przyrodniczy w granicach miasta (Ratyńska 2001).

Potencjalną roślinność naturalną byłego użytku ekologicznego „Dębina” stanowi głównie *Galio-Carpinetum*, bliżej rzeki *Ficario-Ulmetum*, zaś w badanym fragmencie *Salicetum albo-fragilis* (Wojterski, Wojterska 1974) w szerszym znaczeniu – obejmujący wówczas również *Populetum albae*. Roślinność rzeczywistą stanowią głównie fitocenozy *Galio-Carpinetum* oraz *Ficario-Ulmetum*, częściowo zniekształcone przez wprowadzenie sosny i dębu czerwonego, a przy rzece *Salicetum albo-fragilis* (Wrońska-Pilarek i in. 2001).

Użytek został powołany Uchwałą nr CV/610/94 Rady Miasta w 1994 roku (Wrońska-Pilarek i in. 2001; Wrońska-Pilarek, Stasik 2003). W wyniku nowelizacji ustawy z dnia 16 października 1991 roku o ochronie przyrody (ustawa z dnia 7 grudnia 2000 r. o zmianie ustawy o ochronie przyrody – Dz. U. z 2001 r. Nr 3, poz. 21) i braku w przepisach przejściowych zapisu utrzymującego w mocy akt prawny powołujący użytek ekologiczny, stracił on moc prawną.

## 2. Materiał i metody

Badania terenowe wykonano od 1 września do 7 października 2011 roku. Zbiorowiska roślinne wyróżniono na podstawie danych uzyskanych z 28 zdjęć fitosocjologicznych (ryc. 1) wykonanych metodą Braun-Blanqueta. Zespoły roślinne wyróżniono poprzez ordynację programem TWINSPAN zawartym w programie JUICE (Tichy 2002), a następnie skorygowano na podstawie składu florystycznego, przyjmując gatunki diagnostyczne za Matuszkiewiczem (2011). Zdjęcia wykonane w zbiorowiskach zdegenerowanych przydzielano do jednego z trzech zespołów, właściwych dla siedliska, celem porównania stanu poszczególnych płatów. Zdjęcia fitosocjologiczne zostały zgrupowane w tabele analityczne.

Dla każdego zespołu podano średnią liczbę gatunków roślin oraz średnie wartości następujących charakterystyk, obliczanych dla każdego zdjęcia:

- a. wskaźnik synantropizacji ujęty jako stosunek liczby gatunków antropofitów i apofitów oraz liczby wszystkich gatunków roślin odnotowanych w zdjęciu fitosocjologicznym (Chmiel 1993; Wysocki, Sikorski 2009);
- b. wskaźnik antropofityzacji ujęty jako stosunek liczby gatunków antropofitów oraz liczby wszystkich gatunków roślin odnotowanych w zdjęciu fitosocjologicznym (Chmiel 1993; Wysocki, Sikorski 2009);
- c. wskaźnik kenofityzacji ujęty jako stosunek liczby gatunków kenofitów oraz liczby wszystkich gatunków roślin odnotowanych w zdjęciu fitosocjologicznym (Chmiel 1993; Wysocki, Sikorski 2009);

d. średni wskaźnik hemerofilii dla zespołu – średnia stopni hemerofilii i hemerofobii gatunków występujących w zdjęciu; stopniom przyporządkowano następujące wartości liczbowe: V (silnie zagrożony)=1; P (potencjalnie narażony) z odstopniowaniem – P1=1,5, P2=2, P3=2,5; PR (potencjalnie zagrożony) =4; 1. stopień hemerofilii =5, 2.=6, 3.=7, 4.=8, 5.=9 a 6. stopień =10);

e. średni współczynnik podobieństwa do płatu najmniej zdegenerowanego – współczynnik podobieństwa Jaccarda w modyfikacji Olaczka (1972), odniesiony nie do całego składu gatunkowego, lecz do gatunków diagnostycznych.

Istotność statystyczną różnic pomiędzy średnimi wartościami wskaźników dla zespołów roślinnych badano przy pomocy jednoczynnikowej analizy wariancji (ANOVA,  $P>F$ ), a następnie przy pomocy testu Tukeya. Ustalono przynależność gatunków występujących w płatach poszczególnych zespołów do następujących grup socjologiczno-ekologicznych:

1 – żyznych lasów liściastych i zbiorowisk krzewiastych (*Fagetalia*, *Prunetalia*),

2 – kwaśnych lasów dębowych, mieszanych, borów mieszanych oraz zastępczych zbiorowisk (*Quercion*, *Epilobion*, *Nardetalia*),

3 – nitrofilnych zbiorowisk zaroślowych oraz okrajkowych (*Sambuco-Salicion*, *Alliarion*),

4 – ciepłolubnych zbiorowisk okrajkowych i muraw kserotermicznych (*Trifolio-Geranietea*, *Festuco-Brometea*),

5 – suchych muraw piaskowych (*Corynephoretea*, *Sedo-Scleranthetea*),

6 – bagnistych olszyn, bezdrzewnych torfowisk niskich, przejściowych i wysokich (*Alnion*, *Magnocaricion*, *Caricetalia fuscae*, *Sphagnion fusci*),

7 – lasów i zarośli nadbrzeżnych, zbiorowisk szuwarowych oraz wodnych (*Salicion*, *Phragmition*, *Glycerio-Sparganion*, *Potametea*, *Lemnetea*, *Urticularietea*),

8 – wilgotnych łąk i zbiorowisk ziołoroślowych (*Molinietalia*),

9 – świeżych i umiarkowanie wilgotnych łąk (*Molinio-Arrhenatheretea*),

10 – nitrofilnych muraw zalewowych oraz zbiorowisk wydeptywanych (*Plantaginetea*),

11 – zbiorowisk terofitów siedlisk mokrych i wilgotnych (*Bidentetea*, *Nanocyperion*),

12 – mezofilnych zbiorowisk wysokich bylin (*Arction*, *Convolvulion*),

13 – ciepłolubnych, wieloletnich zbiorowisk ruderalnych (*Onopordion*),

14 – krótkotrwałych, pionierskich zbiorowisk ruderalnych (*Sisymbriion*, *Eragrostion*),

15 – zbiorowisk chwastów ogrodowych oraz polnych upraw okopowych (*Polygono-Chenopodietalia*),

16 – zbiorowisk chwastów upraw zbożowych (*Aperetalia*),

17 – zbiorowisk chwastów ruderalnych (*Asplenietea*),



18 – gatunki rodzime i trwale zadomowione antropofity o bliżej nieokreślonej przynależności fitosocjologicznej oraz efemerofity.

Podział ze względu na przynależność socjologiczno-ekologiczną, stopnie hemerofilii i hemerofobii, listę gatunków zagrożonych i rzadkich na terenie Poznania oraz status historyczno-geograficzny przyjęto za Jackowiakiem (1993), z wyjątkiem *Echinocystis lobata*; ze względu na rzadkie występowanie w latach 80-tych została uznana za efemerofit, natomiast w niniejszej pracy została uznana za kenofit, zgodnie z obecnym stanem wiedzy (Tokarska-Guzik 2005; DAISIE... 2007; Tokarska-Guzik i in. 2012).

### 3. Wyniki

Na badanym obszarze stwierdzono występowanie trzech zespołów roślinnych należących do związku *Salicion albae* R. Tx. 1955: zespół wiklin nadrzecznych *Salicetum triandro-viminalis* Lohm. 1952, łąg wierzbowy *Salicetum albo-fragilis* R. Tx. 1955 oraz łąg topolowy *Populetum albae* Br.-Bl. 1931. W zespołach tych występowało 78 gatunków roślin naczyniowych. Płaty poszczególnych zespołów są ułożone strefowo – wzdłuż gradientu odległości od brzegu rzeki, która jest dla nich najważniejszym czynnikiem siedliskotwórczym.

#### 3.1. Charakterystyka zbiorowisk roślinnych

##### *Salicetum triandro-viminalis* (tab. 1)

Zespół ten występuje przy brzegu rzeki, w strefie oddziaływania kry lodowej i największych wahań stanu wody. Wikliny nadrzeczne są budowane przez *Salix triandra*, jedynie w jednym zdjęciu (nr 2) pojawiła się *S. purpurea*. Nie stwierdzono występowania *S. viminalis* w zbiorowiskach zaroślowych, zaś oba te gatunki występują w postaci kęp na zarastających łąkach w pobliżu. Warstwę zielną budują gatunki przechodzące do klasy *Salicetea purpureae* – *Phalaris arundinacea*, *Calystegia sepium*, *Urtica dioica*, *Lycopus europaeus*, a także mniej z nią związane – *Erysimum cheiranthoides*, *Polygonum hydropiper* oraz *Elymus repens*. Z pełną stałością wystąpił inwazyjny *Bidens frondosa*, a w czterech zdjęciach – *Echinocystis lobata*, nowy neofit dla badanego obszaru. W trzech zdjęciach pojawił się *Acer negundo*. Płaty tego zespołu cechują się najwyższymi wartościami wskaźnika synantropizacji. Płaty lepiej wykształcone (zdjęcia nr 1–3) cechowała mniejsza ilościowość gatunków wcześniejszych stadiów sukcesyjnych – gatunków szuwarowych i terofitów namuliskowych. Płaty gorzej wykształcone (zdjęcia 4–10) to płaty z większym udziałem gatunków szuwarowych (głównie *Phalaris arundinacea* oraz *Phragmites australis*), a także z większym udziałem neofitów. W płatach notowano przeciętnie 15

Tabela 1./ Table 1. *Salicetum triandro-viminalis* Lohm. 1952

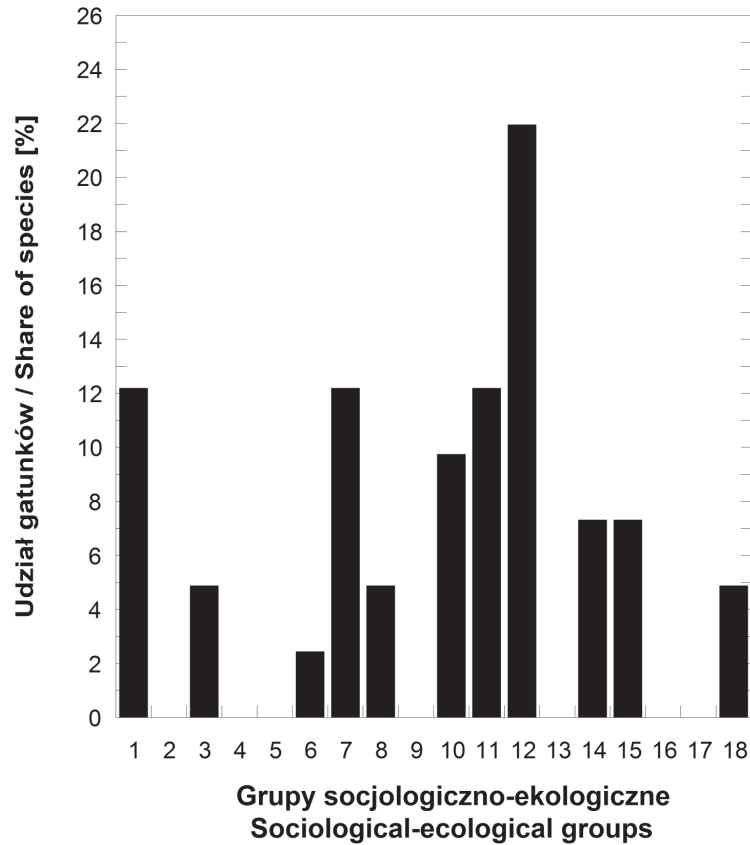
Numer kolejny/ Successive number	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Stalosc/ Frequency	
Numer zdjęcia w terenie/ Number of relevé	2	4	5	1	3	6	7	8	9	10		
Data wykonania/ Date	01.09.	01.09.	01.09.	13.09.	13.09.	13.09.	13.09.	13.09.	07.10	07.10.		
Powierzchnia/ Relevé area [m <sup>2</sup> ]	40	30	120	80	75	80	50	75	25	35		
Liczba gatunków/ Number of species	12	13	15	6	14	17	19	19	19	20		
Podobieństwo do płatu referencyjnego/ Similarity to the least degenerated relevé	0,40	1,00	0,38	0,34	0,36	0,23	0,41	0,41	0,18	0,30		
<b>Ch. Ass. <i>Salicetum triandro-viminalis</i></b>												
<i>Salix triandra b</i>	3.2	3.2	3.2	2.2	3.2	3.2	3.2	3.2	2.2	3.2		V
<i>Salix triandra c</i>	2.2	1	1	1	+	+	1.2	1.2	.	.		IV
<b>Ch. All. <i>Salicion albae</i></b>												
<i>Populus alba c</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	I	
<b>D. All. <i>Salicion albae</i></b>												
<i>Phalaris arundinacea</i>	2.2	3.3	+	2.3	5	4.4	4.5	4.5	2.2	3.3	V	
<i>Calystegia sepium</i>	2.1	2.2	2.1	1.2	2.2	.	2.2	2.2	+	+	V	
<i>Urtica dioica</i>	1	.	+	.	.	+	2.2	2.2	2.1	+	IV	
<i>Humulus lupulus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	I	
<b>Ch. Cl. <i>Salicetea purpureae</i></b>												
<i>Salix purpurea c</i>	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	I	
<i>Salix purpurea b</i>	.	1.1	.	.	.	.	.	.	.	.	I	
<b>D. Cl. <i>Salicetea purpureae</i></b>												
<i>Stachys palustris</i>	+	1	+	.	.	.	2.2	2.2	.	1	III	
<b>Ch. Cl. <i>Artemisietea</i></b>												
<i>Erysimum cheiranthoides</i>	2.2	1	1	.	.	+	2.1	2.1	2.2	1	IV	
<i>Artemisia vulgaris</i>	.	.	.	.	+	.	+	+	2.1	.	II	
<i>Tanacetum vulgare</i>	.	.	.	.	+	+	.	.	1	.	II	
<i>Lamium album</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	.	+	I	
<i>Leonurus cardiaca</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	I	
<b>Ch. Cl. <i>Quercu-Fagetea</i></b>												
<i>Scrophularia nodosa</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	I	
<i>Stellaria nemorum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	3.3	2.3	I	
<i>Ulmus minor c</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	I	



**Gatunki towarzyszące/ Accompanying species**

<i>Polygonum hydropiper</i>	2.2	2.2	2.3	3.2	1.2	2.2	2.2	2.2	2.1	3.2	V
<i>Bidens frondosa</i>	2.2	1.1	2.1	2.2	2.2	3.2	3.2	3.2	4.5	3.4	V
<i>Elymus repens</i>	1.2	.	.	.	2.4	2.3	2.2	2.2	2.2	2.3	IV
<i>Lycopus europaeus</i>	.	1	+	.	+	1	+	+	.	+	IV
<i>Artiplex hastata</i>	.	.	.	.	.	+	+	+	.	+	II
<i>Digitaria ischaemum</i>	.	.	.	.	.	.	1.2	1.2	1	+	II
<i>Echinocystis lobata</i>	.	+	.	.	.	3.2	.	.	1	1	II
<i>Solanum dulcamara</i>	.	.	.	.	2.2	+	2.1	2.1	.	.	II
<i>Amaranthus retroflexus</i>	.	.	.	.	+	.	+	+	.	.	II
<i>Chenopodium rubrum</i>	.	.	.	.	.	+	+	+	.	.	II
<i>Chenopodium strictum</i>	1	+	+	.	.	.	.	.	.	.	II
<i>Fallopia convolvulus</i>	.	.	.	.	.	.	2.1	2.1	.	+	II
<i>Inula britannica</i>	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	II
<i>Phragmites australis</i>	.	.	2.3	4.5	.	3.2	.	.	.	.	II
<i>Plantago major</i>	.	1	.	.	.	.	.	.	1	+	II
<i>Polygonum aviculare</i>	.	.	.	.	+	.	1	1	.	.	II
<i>Acer negundo a</i>	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	I
<i>Acer negundo b</i>	.	.	.	.	.	.	2.1	2.1	.	.	I
<i>Acer negundo c</i>	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	I
<i>Chenopodium glaucum</i>	+	.	1	.	.	.	.	.	.	.	I
<i>Petasites hybridus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	I

Gatunki sporadyczne wg zdjęć/ Sporadic species by relevés: 6 – *Elymus caninus*, *Poa palustris* (+); 9 – *Petroselinum crispum* (+); 10 – *Carex paniculata* (2), *Sonchus oleraceus* (+)



Ryc. 2. Udział gatunków poszczególnych grup socjologiczno-ekologicznych w płatach *Salicetum triandro-viminalis*

Objaśnienia: 1–18 patrz rozdział Materiał i metody.

Fig. 2. Share of the sociological-ecological groups in *Salicetum triandro-viminalis*  
 Explanations: 1–18 see Materiał i metody section.

gatunków roślin. Spektrum florystyczne zespołu budują głównie nitrofilne gatunki ziołoroślowe z klasy *Artemisietea* (gr. 12), a dużym udziałem cechują się gatunki żyznych lasów (gr. 1), szuwarów, zarośli i lasów nadbrzeżnych (gr. 7) i terofitów namuliskowych (gr. 11) (ryc. 2). Spośród gatunków zagrożonych na terenie Poznania wystąpiły tu *Stellaria nemorum* i *Scrophularia nodosa*.

#### *Salicetum albo-fragilis* (tab. 2)

Łęgi wierzbowe występują w strefie nieco oddalonej od krawędzi doliny, w strefie corocznych zalewów, lecz poza zasięgiem oddziaływania kry. Drzewostan buduje głównie *Salix alba*. *Salix fragilis* występuje jedynie

Tabela 2/ Table 2. *Salicetum albo-fragilis* R.Tx. 1955

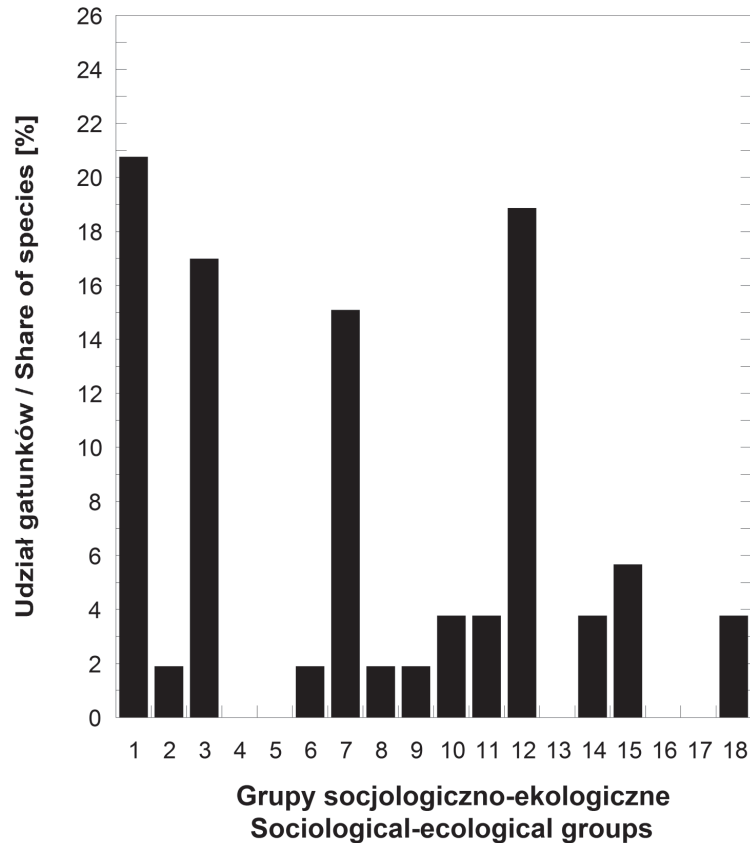
Numer kolejny/ Successive number	1	2	3	4	5	6	7	8	Stość/ Frequency
Numer zdjęcia w terenie/ Number of relevé	4	5	8	1	2	3	6	7	
Data wykonania/ Date	13.09.	13.09.	01.09.	01.09.	01.09.	14.09.	13.09.	14.09.	
Powierzchnia/ Relevé area [m <sup>2</sup> ]	100	50	35	70	70	40	130	80	
Liczba gatunków/ Number of species	17	25	19	10	13	13	20	23	
Podobieństwo do płatu referencyjnego/ Similarity to the least degenerated relevé	1,00	0,34	0,65	0,27	0,33	0,36	0,36	0,34	
<b>Ch. Ass. <i>Salicetum albo-fragilis</i></b>									
<i>Salix alba a</i>	3.1	2.1	3.1	3.1	4.1	2.1	2.1	.	V
<i>Salix alba b</i>	1	.	1	+	1	+	2	.	IV
<i>Salix alba c</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	I
<b>Ch. All. <i>Salicion albae</i></b>									
<i>Salix triandra b</i>	.	.	.	.	.	.	2.2	.	I
<i>Salix triandra c</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	I
<i>Salix viminalis b</i>	.	.	.	.	.	.	2	.	I
<i>Salix viminalis c</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	I
<i>Populus alba b</i>	.	.	.	.	.	.	.	1	I
<i>Populus alba c</i>	.	+	.	.	.	.	.	.	I
<i>Populus nigra b</i>	.	.	1	.	.	.	.	.	I
<i>Populus nigra c</i>	.	.	1	.	.	.	.	.	I
<b>D. All. <i>Salicion albae</i></b>									
<i>Rubus caesius</i>	3.2	2.2	2.3	2.2	3.3	2.1	2.3	4.3	V
<i>Urtica dioica</i>	4.3	3.2	2.2	2.2	3.3	2.1	1	2.2	V
<i>Calystegia sepium</i>	2.2	2.2	1	.	.	.	2.1	1	IV
<i>Symphytum officinale</i>	2.2	.	+	.	.	.	.	1	II
<i>Phalaris arundinacea</i>	.	1.1	.	.	.	.	2.2	.	II
<i>Humulus lupulus</i>	.	.	.	.	1	.	.	.	I
<b>Ch. Cl. <i>Salicetea purpureae</i></b>									
<i>Salix fragilis a</i>	2.1	3.1	.	.	.	.	.	2.1	II
<i>Salix fragilis b</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	I
<b>D. Cl. <i>Salicetea purpureae</i></b>									
<i>Stachys palustris</i>	2.2	.	1	.	+	1	2.3	.	IV

<b>Ch. Cl. Artemisietea</b>									
<i>Chaerophyllum temulum</i>	3.3	2.2	.	.	2.3	4.5	.	3.2	IV
<i>Glechoma hederacea</i>	3.2	3.2	4.4	.	.	3.4	.	4.4	IV
<i>Impatiens parviflora</i>	1	1.2	2.2	.	.	4.3	.	2.2	IV
<i>Lamium album</i>	+	1	.	+	1.2	.	.	1	IV
<i>Erysimum cheiranthoides</i>	.	1	.	1	.	.	2.2	1	III
<i>Alliaria petiolata</i>	.	.	.	.	.	1	.	1	II
<i>Armoracia rusticana</i>	.	.	.	.	+	.	2.2	.	II
<i>Artemisia vulgaris</i>	.	2.1	.	.	.	.	.	+	II
<i>Carduus crispus</i>	.	1	.	.	.	.	.	1	II
<b>Ch. Cl. Quercu-Fagetea</b>									
<i>Scrophularia nodosa</i>	.	+	1	.	.	1.2	.	2.1	III
<i>Stellaria nemorum</i>	.	2.1	.	.	.	.	.	1	II
<i>Fraxinus excelsior c</i>	.	.	.	1	.	.	.	.	I
<i>Quercus robur c</i>	.	.	.	.	.	+	.	.	I
<i>Ulmus minor a</i>	.	.	.	.	.	2.1	.	.	I
<i>Ulmus minor c</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	I
<b>Ch. Cl. Rhamno-Prunetea</b>									
<i>Cornus sanguinea b</i>	.	.	2.2	.	.	.	.	.	I
<i>Cornus sanguinea c</i>	.	.	1	.	.	.	.	.	I
<i>Crataegus monogyna a</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	I
<i>Crataegus monogyna b</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	I
<i>Rhamnus catharticus a</i>	.	.	.	.	.	.	.	2.1	I
<i>Rhamnus catharticus c</i>	.	.	.	.	.	+	.	.	I

**Gatunki towarzyszące/ Accompanying species**

<i>Acer negundo a</i>	2.1	.	2.1	2.1	1	3.1	2.1	2.1	V
<i>Acer negundo b</i>	2.1	1	2.1	3.1	2.1	2.2	2.2	1	V
<i>Acer negundo c</i>	1	+	.	1	.	2.2	2.1	1	IV
<i>Bidens frondosa</i>	2.1	1.1	.	4.3	3.3	+	2.1	1	V
<i>Lycopus europaeus</i>	+	.	+	+	1	.	.	.	III
<i>Elymus repens</i>	.	+	+	.	.	.	1.3	.	II
<i>Fallopia convolvulus</i>	+	2.1	.	.	.	.	.	1	II
<i>Galeopsis tetrahit</i>	.	.	+	+	.	.	.	1	II
<i>Amaranthus retroflexus</i>	.	+	.	.	.	.	+	.	II
<i>Echinocystis lobata</i>	.	2.2	.	.	+	.	.	.	II
<i>Phragmites australis</i>	.	+	.	.	.	.	2.2	.	II
<i>Solanum dulcamara</i>	.	+	.	.	.	.	2.2	.	II

Gatunki sporadyczne wg zdjęć/ Sporadic species by relevés: 2 – *Galium aparine* (1); 3 – *Geum urbanum* (1); 4 – *Iris pseudacorus* (1); 5 – *Poa palustris* (+); 6 – *Atriplex patula* (+), *Polygonum aviculare* s.l. (1), *Polygonum hydropiper* (2); 7 – *Equisetum arvense* (+), *Leonurus cardiaca* (+); 8 – *Geranium robertianum* (+), *Prunus insititia* a (1), b (+), *Sonchus oleraceus* (+)



Ryc. 3. Udział gatunków poszczególnych grup socjologiczno-ekologicznych w płatach *Salicetum albo-fragilis*

Objaśnienia: 1–18 patrz rozdział Materiał i metody

Fig. 3. Share of the sociological-ecological groups in *Salicetum albo-fragilis*

Explanations: 1–18 see Materiał i metody section.

w trzech zdjęciach. Obu wierzbow prawie zawsze towarzyszy *Acer negundo*. Młode pokolenie wierzbow w postaci podrostów występuje w 75% badanych płatów, jednak z pokryciem rzadko przekraczającym 5%, w przeciwieństwie do *Acer negundo*, którego podrosty wystąpiły w większości zdjęć z pokryciem od 5 do 30%. Runo tworzą głównie *Rubus caesius* i *Urtica dioica*, występujące w każdym płacie oraz *Glechoma hederacea* i *Chaerophyllum temulum*. Wraz z pnączami (głównie *Calystegia sepium*, czasem *Humulus lupulus*) i dużą ilością martwych drzew buduje to charakterystyczną fizjonomię zespołu. W większości zdjęć wystąpiły gatunki inwazyjne – *Acer negundo*, *Bidens frondosa*, *Impatiens parviflora* oraz *Echinocystis lobata* (tylko w dwóch

zdjęciach). Płaty mniej zniekształcone (1–3) cechowała mniejsza ilościowość neofitów oraz większa frekwencja gatunków runa typowych dla zespołu. Płaty zniekształcone (4–8) cechowała wyższa frekwencja i ilościowość neofitów, mniejsze zwarcie drzew oraz większy udział gatunków o wyższych wartościach wskaźnika hemerofilii. W płatach notowano przeciętnie 17 gatunków i stwierdzono najwyższe wartości wskaźnika antropofityzacji i kenofityzacji. Spektrum florystyczne tworzą głównie gatunki leśne (gr. 1), zaroślowe i okrajkowe (gr. 3), a także nadbrzeżne (gr. 7) i ziołoroślowe (gr. 12) (ryc. 3). Wystąpiły tu gatunki zagrożone na terenie Poznania – *Stellaria nemorum*, *Scrophularia nodosa*, *Euonymus europaeus*, *Rhamnus catharticus* oraz *Cornus sanguinea*.

#### ***Populetum albae* (tab. 3)**

Zespół występuje w strefie położonej najdalej od brzegu rzeki, sąsiadując z łąkami, trzcinicznymi oraz łąkami wiązowo-jesionowymi *Ficario-Ulmetum*. Pierwsze piętro drzewostanu w większości budowane jest przez *Populus alba*, tylko w jednym zdjęciu (nr 6) jej miejsce zajęła *Populus nigra*. W drugim piętrze w większości drzewostanów występuje *Acer negundo* z udziałem do 25%. Niekiedy w drzewostanie występują gatunki typowe dla następnego w ciągu sukcesyjnym zespołu *Ficario-Ulmetum*: *Fraxinus excelsior*, *Quercus robur* oraz *Ulmus minor*, które w części płatów pojawiają się również jako nalot. Warstwę krzewów stanowią *Padus avium*, *Euonymus europaea*, *Crataegus monogyna* i *Rhamnus catharticus* ze stałością 20–40% oraz w 90% zdjęć podrostry *Acer negundo*. W runie z pełną stałością występują *Urtica dioica*, *Rubus caesius*, *Chaerophyllum temulum* i *Glechoma hederacea*, a z mniejszą stałością – *Geum urbanum*, *Alliaria petiolata*, *Fallopia convolvulus*, *Calystegia sepium* oraz *Chelidonium maius*. Z inwazyjnych neofitów odnotowano pełną stałość *Impatiens parviflora* oraz *Acer negundo*. *Bidens frondosa* występuje w czterech zdjęciach, a *Echinocystis lobata* – w dwóch. Płaty mniej zniekształcone (1–4) cechuje mniejsza ilościowość neofitów, większe zwarcie drzewostanu, a także sporadyczne występowanie gatunków z klasy *Quercus-Fagetea*. Płaty zniekształcone można podzielić na dwie grupy. Pierwsza z nich (zdjęcia 5–7) to płaty z mniejszym zwarcie warstwy drzew i niższą frekwencją i ilościowością gatunków typowych dla runa tego zespołu oraz z większą ilościowością neofitów. Druga grupa (zdjęcia 8–10) obejmuje płaty, w których oprócz neofitów widoczny jest udział gatunków z klasy *Quercus-Fagetea*, związanych z procesem grądowania we wszystkich warstwach. W płatach notowano przeciętnie 19 gatunków. Fitocenozy tego zespołu charakteryzują najniższe wartości wskaźników hemerofilii oraz antropofityzacji i synantropizacji. Na spektrum florystyczne składają się głównie gatunki leśne (gr. 1), zaroślowe i okrajkowe (gr. 3), a także nadbrzeżne (gr. 7) i ziołoroślowe (gr. 12) (ryc. 4). W fitocenozach *Populetum albae* znaleziono dwa gatunki objęte częściową ochroną – *Convallaria majalis* (dwa stanowiska) oraz



Tabela 3/ Table 3. *Populetum albae* Br.-Bl. 1931

Numer kolejny/ Successive number	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Stośćość/ Frequency
Numer zdjęcia w terenie/ Number of relevé	1	7	8	6	2	3	4	5	9	10	
Data wykonania/ Date	13.09.	07.10.	07.10.	07.10.	07.10.	01.09.	01.09.	07.10.	07.10.	01.09.	
Powierzchnia/ Relevé area [m <sup>2</sup> ]	80	80	100	40	80	50	25	70	100	35	
Liczba gatunków/ Number of species	18	19	22	18	15	18	17	17	23	21	
Podobieństwo do płatu referencyjnego/ Similarity to the least degenerated relevé	0,13	1,00	0,36	0,17	0,24	0,06	0,45	0,19	0,16	0,20	
<b>Ch. Ass. <i>Populetum albae</i></b>											
<i>Populus alba a</i>	4.1	4.1	3.1	3.1	2.1	.	3.1	3.1	4.1	2	V
<i>Populus alba b</i>	.	.	1	.	.	.	.	.	1	+	II
<i>Populus alba c</i>	.	+	+	.	1	.	.	.	+	.	II
<i>Populus nigra a</i>	.	.	.	.	.	3.1	.	.	.	.	I
<i>Populus nigra c</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	I
<b>D. Ass. <i>Populetum albae</i></b>											
<i>Padus avium a</i>	.	2.1	2.1	.	.	.	.	.	.	.	I
<i>Padus avium b</i>	.	2.1	2.1	.	.	.	2.1	.	.	+	II
<i>Padus avium c</i>	.	+	2.1	+	.	.	+	.	.	1	III
<i>Euonymus europaeus b</i>	.	1	.	.	.	.	2.1	.	.	.	I
<i>Euonymus europaeus c</i>	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	I
<b>Ch. All. <i>Salicion albae</i></b>											
<i>Salix alba a</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	I
<i>Salix alba b</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	I
<i>Salix viminalis b</i>	2.2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I
<b>D. All. <i>Salicion albae</i></b>											
<i>Rubus caesius</i>	4.3	2.1	2.3	4.3	2.1	2.2	2.2	2.1	4.3	3.2	V
<i>Urtica dioica</i>	4.4	2.3	2.3	5.4	2.1	.	2.2	2.1	2.2	3.3	V
<i>Calystegia sepium</i>	1	.	+	.	.	+	.	.	1	2.2	III
<i>Humulus lupulus</i>	.	.	2.1	3.2	.	.	.	.	1	.	II
<b>Ch. Cl. <i>Salicetea purpureae</i></b>											
<i>Salix fragilis a</i>	2.1	.	.	2.1	.	.	.	.	.	.	I
<i>Salix fragilis b</i>	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	I

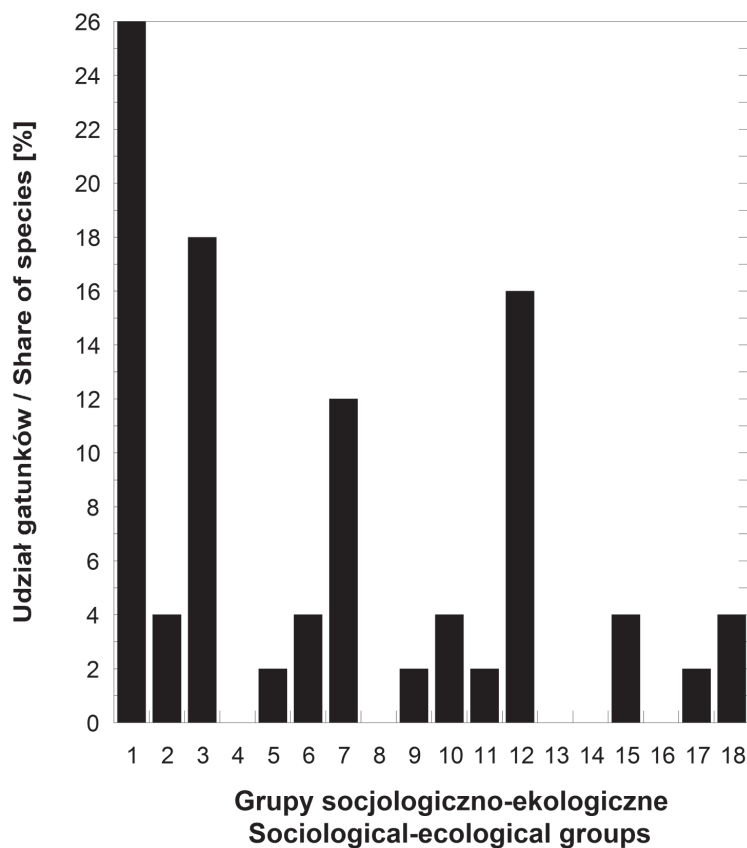
<b>Ch. Cl. Artemisietea</b>											
<i>Chaerophyllum temulum</i>	3.2	4.3	3.3	4.3	3.4	3.2	2.2	4.3	3.4	2.2	V
<i>Glechoma hederacea</i>	3.2	3.4	2.4	3.2	2.1	+	2.3	3.2	3.2	2.1	V
<i>Impatiens parviflora</i>	2.2	1	1	+	1	2.2	2.2	1	2.1	3.3	V
<i>Geum urbanum</i>	.	1	+	1	+	.	+	+	2.1	2.2	IV
<i>Alliaria petiolata</i>	.	1	1	1	2.3	2.2	.	3.2	2.1	.	IV
<i>Chelidonium maius</i>	2.1	2.1	2.1	.	.	.	.	.	1	1	III
<i>Artemisia vulgaris</i>	.	.	2.2	.	.	.	.	.	+	.	I
<i>Carduus crispus</i>	2.1	.	+	.	.	.	.	.	.	.	I
<b>Ch. Cl. Quercu-Fagetea</b>											
<i>Fraxinus excelsior a</i>	.	.	.	.	.	.	.	2.1	.	.	I
<i>Fraxinus excelsior b</i>	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	I
<i>Fraxinus excelsior c</i>	.	+	+	.	+	+	.	.	.	+	III
<i>Ulmus minor a</i>	.	.	.	.	.	1	.	.	2.1	.	I
<i>Ulmus minor b</i>	.	.	.	.	+	.	.	.	+	.	I
<i>Ulmus minor c</i>	.	.	.	.	1	.	.	+	.	1	II
<i>Quercus robur a</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	2.1	3.2	I
<i>Quercus robur b</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	I
<i>Quercus robur c</i>	.	+	.	.	+	.	.	.	+	.	II
<i>Viola reichenbachiana</i>	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	I
<b>Ch. Cl. Rhamno-Prunetea</b>											
<i>Crataegus monogyna a</i>	.	3.1	.	.	.	.	2.1	.	2.1	.	II
<i>Crataegus monogyna b</i>	.	+	1	.	2.1	.	.	.	+	.	II
<i>Crataegus monogyna c</i>	.	2.1	1	.	.	.	.	.	+	.	II
<i>Rhamnus catharticus b</i>	.	.	.	2.1	.	.	2.1	2.1	+	.	II
<i>Rhamnus catharticus c</i>	.	.	.	2.1	.	.	.	1	+	.	II

**Gatunki towarzyszące/ Accompanying species**

<i>Acer negundo a</i>	.	2.1	2.1	2.1	2.1	3.1	2	2.1	2.1	.	IV
<i>Acer negundo b</i>	2.1	2.1	2.1	2.1	4.1	3.1	.	2.1	3.1	+	V
<i>Acer negundo c</i>	.	1	2.1	1	2.1	2.2	+	1	1	.	IV
<i>Fallopia convolvulus</i>	2.2	.	+	+	1	.	.	+	2.1	.	III
<i>Equisetum hyemale</i>	.	4.4	2.2	4.4	.	.	2.3	.	1	.	III
<i>Sonchus oleraceus</i>	.	.	.	.	.	+	+	+	+	+	III
<i>Bidens frondosa</i>	+	.	.	.	+	3.2	.	1	.	.	II
<i>Galeopsis tetrahit</i>	.	.	.	.	.	+	+	+	.	.	II
<i>Prunus insititia a</i>	.	3.1	.	1	.	.	1	.	.	.	II
<i>Prunus insititia b</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	I
<i>Asparagus officinalis</i>	.	.	.	+	.	.	.	.	+	.	I
<i>Convallaria majalis</i>	.	.	.	.	.	1	.	.	.	+	I
<i>Echinocystis lobata</i>	1	.	.	.	.	+	.	.	.	.	I
<i>Sambucus nigra b</i>	.	2.1	.	2.1	.	.	.	.	.	.	I

Gatunki sporadyczne wg zdjęć/ Sporadic species by relevés: 1 – *Phragmites australis* (1), *Solanum dulcamara* (+); 3 – *Armoracia rusticana*, *Elymus repens* (+); 4 – *Leonurus cardiaca* (+); 6 – *Frangula alnus b* (2); 8 – *Carex acutiformis*, *Plantago major* (+), *Taraxacum officinale* agg. (+); 9 – *Malus domestica b* (1)

*Frangula alnus* (jedno stanowisko). Z gatunków zagrożonych na terenie Poznania wystąpiły tu *Stellaria nemorum*, *Scrophularia nodosa*, *Padus avium*, *Euonymus europaeus* oraz *Rhamnus catharticus*, a także zagrożona w Wielkopolsce *Populus nigra*.



Ryc. 4. Udział gatunków poszczególnych grup socjologiczno-ekologicznych w płatach *Populetum albae*

Objaśnienia: 1–18 patrz rozdział Materiał i metody

Fig. 4. Share of the sociological-ecological groups in *Populetum albae*

Explanations: 1–18 see Materiał i metody section.

### 3.2. Porównanie wyróżnionych zbiorowisk

W składzie zbiorowisk roślinnych dominują apofity, kenofity stanowią około 15% składu gatunkowego zbiorowisk. Pomiędzy średnimi wartościami wskaźników ekologicznych nie stwierdzono istotnych statystycznie różnic, z wyjątkiem wskaźnika synantropizacji, który w *Populetum albae* był istotnie niższy niż w *Salicetum triandro-viminalis* (tab. 4).

Tabela 4. Średnie wartości wskaźników ekologicznych w poszczególnych zespołach  
Table 4. Mean values of ecological indicators in the plant associations

Zespół roślinny / Plant association	Lz	Ws (%) ±SE	Wa (%) ±SE	Wk (%) ±SE	Wh ±SE	Lg ±SE	Pp (%) ±SE
<i>Populetum albae</i>	10	89,5b (2,2)	19,2 (2,6)	14,3 (1,8)	6,5 (0,1)	18,8 (0,8)	29,5 (8,6)
<i>Salicetum albo-fragilis</i>	8	93,5ab (2,1)	26,3 (2,8)	17,8 (1,6)	6,7 (0,2)	17,5 (1,9)	45,6 (8,8)
<i>Salicetum triandro-viminalis</i>	10	97,0a (1,4)	23,9 (2,2)	13,7 (1,3)	6,6 (0,2)	15,4 (1,4)	40,1 (7,1)
ANOVA P>F		0,0285	0,1419	0,1823	0,5548	0,1934	0,4858

Objaśnienia: Lz – Liczba zdjęć, Ws – Wskaźnik synantropizacji, Wa – Wskaźnik antropofityzacji, Wk – Wskaźnik kenofityzacji, Wh – Wskaźnik hemerofilii, Lg – Liczba gatunków, Pp – Podobieństwo do najmniej zdegenerowanego płatu.

Explanations: Lz – Number of relevés, Ws – Degree of synanthropisation, Wa – Degree of anthropophytisation, Wk – Degree of kenophytisation, Wh – Degree of hemerophily, Lg – Number of species, Pp – Similarity to the least degenerated relevé.

Zarówno w *Salicetum albo-fragilis* jak i *Populetum albae* udział gatunków ziołoroślowych (gr. 12) był niższy w porównaniu z *Salicetum triandro-viminalis* na korzyść gatunków leśnych (gr. 1), lecz utrzymywał się nadal powyżej 15%. Dodatkowo dużym udziałem wyróżniła się grupa gatunków nadbrzeżnych (gr. 7) oraz nitrofilnych zarośli i okrajków (gr. 3). Udział efemerofitów i trwale zadomowionych antropofitów o nieustalonej przynależności (gr. 18) we wszystkich zespołach wynosił od 4 do 5% (ryc. 2, 3 i 4).

#### 4. Dyskusja

W fitocenozach *Salicetum triandro-viminalis* duży udział gatunków diagnostycznych świadczy o dość dobrym zachowaniu fitocenoz tego zespołu. Mimo najniższego wskaźnika kenofityzacji, coraz liczniej w stosunku do stanu z lat 80. (Ratyńska 2001) i roku 2001 (Wrońska-Pilarek i in. 2001) występują tu neofity – najczęściej *Bidens frondosa*, występujący z pełną stałością oraz *Echinocystis lobata*, wcześniej niepodawana z tego obszaru – brak informacji o niej w opracowaniu Ratyńskiej (2001) oraz Wrońskiej-Pilarek i in. (2001), a pierwsze obserwacje własne pochodzą z 2006. Oba gatunki na badanym terenie właśnie w tym zespole osiągają największą stałość – są to gatunki występujące w przykorytowej części doliny rzecznej (DAISIE 2007; Dajdok, Kaćki 2009; Urbisz i in. 2009). *E. lobata* nie była również podawana z Doliny Dolnej Odry (Borysiak 2004c), jedynie z doliny Bugu (Marciniuk, Wierzba 2006). *Bidens frondosa* jest szczególnie groźny z uwagi na konkurencyjne wypieranie

*B. tripartita* (Künstler 2000; Marciniuk, Wierzba 2006; Urbisz i in. 2009), notowanego jeszcze 10 lat temu (Wrońska-Pilarek i in. 2001), a którego nie stwierdzono w zdjęciach fitosocjologicznych. Gatunek ten notowany był w Dolinie Dolnej Odry (Borysiak 2004c) oraz w dolinie Warty (Borysiak 1994), lecz nie osiągał tak dużej stałości w zbiorowiskach zaroślowych jak w Poznaniu, zaś w Dolinie Środkowej Wisły (Künstler 2000) i dolinie Bugu (Marciniuk, Wierzba 2006) stanowił zagrożenie dla rodzimych gatunków.

Do wiklin nadrzecznych wnika również sporo nitrofilnych gatunków z klasy *Artemisietea*. Jest to związane z położeniem przy rzece, stanowiącej korytarz ekologiczny dla wszelkich propagul i otwierającej dostęp do zbiorowisk. Większość z nich to, podobnie jak w Poznańskim Przełomie Warty (Ratyńska 2001), gatunki zajmujące zbliżone siedliska. To samo może warunkować duży udział gatunków z klasy *Bidentetea* (gr. 11), które są pozostałością zbiorowisk poprzedzających w ciągu sukcesji, związanych z kolonizacją formowanych przez rzekę brzegów (Borysiak 1990; Faliński 1990; Matuszkiewicz 2007). Duży ich udział w niektórych płatach może świadczyć o tym, że zbiorowisko uformowało się dopiero niedawno (Matuszkiewicz i in. 2000), co może potwierdzać ich niewielki udział w zdjęciach z podlegającej mniejszej antropopresji Doliny Dolnej Odry (Borysiak 2004c), gdzie ich frekwencja była śladowa.

Brak *Salix viminalis* i niska stałość *S. purpurea* przy dominacji *S. triandra* w badanych fitocenozach były również wykazywane w dolinie Warty (Borysiak 1994), jak i w dolinie Odry (Borysiak 2004c; Danielewicz 2008). Może to wynikać z faktu, że dwa pierwsze gatunki występowały w zdjęciach położonych dalej od koryta rzeki a na terenach przyległych do badanego tworzyły kępy w pewnym oddaleniu od brzegu. *S. triandra* wykazuje zaś dużą zdolność opanowywania aluwii – jako pierwsza kolonizuje terasę zalewową (Danielewicz, Glanc 1988). Może to świadczyć o większej zdolności konkurencyjnej w stosunku do *S. viminalis* oraz *S. purpurea* w najwcześniejszych stadiach sukcesyjnych oraz o młodym wieku badanych fitocenozy. Średnia liczba gatunków w płacie *Salicetum triandro-viminalis* jest porównywalna (15,4) z podawaną dla rejonu Poznańskiego Przełomu Warty (17; Ratyńska 2001) i Doliny Dolnej Odry (16,4; Borysiak 2004c).

Łęgi wierzbowe *Salicetum albo-fragilis* stosunkowo dobrze zachowują tożsamość socjologiczno-ekologiczną. Duża stałość i występowanie drugiego pokolenia drzew w formie odnowienia naturalnego w prawie wszystkich zdjęciach dobrze świadczą o zdolnościach regeneracyjnych zbiorowiska. Pomimo tego, występuje wiele płatów z rozluźnionym drzewostanem, co Matuszkiewicz i in. (2000) utożsamiają z przekształceniem. W takich warunkach duży udział *Acer negundo*, który odnawia się równie dobrze jak wierzby, daje powód do obaw o stan płatów za kilkadziesiąt lat. Jest na tyle dobrze przystosowany do życia w dolinach rzecznych, że osiąga tam optimum ekologiczne, o czym świadczy

spora liczba siewek i podrostów (75% z odnowieniem), które natychmiast zajmują luki w drzewostanie. Mędrzycki (2011) podaje, że chociaż klon jesionolistny nie jest odporny na zalewanie w takim stopniu jak wierzby i topole, to jednak jest bardziej odporny niż większość naszych rodzimych gatunków drzew. Jest to jeden z powodów sukcesu tego gatunku, który nie osiągnąłby takiej liczebności w warunkach stałych zalewów rzecznych badanych płatów. Gatunek ten był także wymieniany jako szczególnie ekspansywny w Dolinie Środkowej Wisły (Künstler 2000) i dolinie Bugu (Marciniuk, Wierzba 2006), jednak w Dolinie Dolnej Odry (Borysiak 2004c) i całej dolinie Warty (Borysiak 1994) nie był notowany w zdjęciach zespołów leśnych i zaroślowych. Można na tej podstawie wnioskować, że w zaburzonych fitocenozach na obszarze miasta gatunek ten łatwiej wnika do zbiorowisk naturalnych. Względem pozostałych składników zbiorowiska wykazuje stosunek od kompensacyjnego po redukcyjny (Faliński 1968), co może skutkować w przyszłości regresem zespołu na rzecz jednogatunkowych drzewostanów z *A. negundo*, które były notowane na terenie kraju (Matuszkiewicz i in. 2000; Wrońska-Pilarek i in. 2001; Chmura 2009).

W runie bardzo często pojawiają się *Bidens frondosa* oraz *Impatiens parviflora* – inwazyjne kenofity. *B. frondosa* jest stałym komponentem badanych płatów *Salicetum triandro-viminalis* a *I. parviflora* – badanych płatów nawiązujących do *Populetum albae*. Wyższa stałość pierwszego gatunku wynika z bardziej zbliżonych do optymalnych dla niego warunków siedliskowych – jest on gatunkiem z klasy *Bidentetea*, wnikającym również do zbiorowisk leśnych i szuwarowych, również ze związku *Salicion albae* (Urbisz i in. 2009), podczas gdy drugi preferuje siedliska mniej wilgotne, bez corocznych zalewów – ekologiczne optimum osiąga w następnych w nadrzecznym ciągu sukcesyjnym lasach z rzędu *Fagetalia* (Symonides, Obidziński 2000). Nie był też notowany w tym zespole w Dolinie Dolnej Odry (Borysiak 2004c) ani w dolinie Warty (Borysiak 1994). Występowanie gatunków z wielu różnych zespołów (zwłaszcza z sąsiadujących zbiorowisk zastępczych), a także kenofitów rzutuje na relatywnie wysoki średni wskaźnik antropofityzacji i kenofityzacji, a także wskaźnik hemerofilii. Podobne zjawisko występuje w dolinie Wisły, gdzie większość płatów omawianego zespołu jest odkształcona i występują w nich licznie gatunki synantropijne (Kowalska 2012). Liczba gatunków w badanych płatach (średnio 17,5) jest wyraźnie niższa od średniej dla płatów z doliny Warty – 22,4 (Borysiak 1994) i Doliny Dolnej Odry – 22,8 (Borysiak 2004c), ale w skali kraju mieści się przedziale podawanym przez Borysiak (2004a) i Matuszkiewicz (2007) – 15–30 gatunków.

Spośród badanych płatów największe piętno antropopresji noszą te, które włączono do zespołu *Populetum albae*. Przynależność tych płatów do omawianego zespołu jest kwestią dyskusyjną (Wrońska-Pilarek i in. 2001), głównie dlatego, że badany drzewostan topoli białej pochodzi z nasadzeń



(Wojterski, Wojterska 1974), a wiele płatów posiada uproszczony skład florystyczny i występują w nich gatunki inwazyjne. Mimo to, wszystkie płaty posiadają gatunki diagnostyczne pozwalające na identyfikację zespołu.

*Acer negundo* rośnie tu gorzej niż w *Salicetum albo-fragilis*, co potwierdza wykazana mniejsza stałość form dorosłych w tabelach zespołów. Dużą liczbą osobników młodych (nalot) w płatach tego zespołu wyróżniają się gatunki budujące zespół *Ficario-Ulmetum*, następane w ciągu sukcesji ekologicznej w dolinie rzeki (Matuszkiewicz 2007; Matuszkiewicz i in. 2012). W latach 80. gatunki te wyróżniały się zdecydowanie mniejszą stałością niż obecnie (Ratyńska 2001). Wzrost ich stałości jest prawdopodobnie spowodowany uruchomieniem zbiornika zaporowego w Jeziorsku w 1997 roku i ograniczeniem wylewów Warty – ważnego czynnika siedliskotwórczego. Gdy brak zalewów, siedlisko ulega przesuszeniu i mady właściwe przekształcają się w mady brunatne, a dalej w gleby brunatne (Plichta 1976), co powoduje proces grądowienia (Macicka, Wilczyńska 1993; Danielewicz, Maliński 2005; Jagodziński, Maciejewska-Rutkowska 2005a,b, 2008; Matuszkiewicz i in. 2012). Z drugiej strony grądowienie może być także procesem naturalnym, związanym z wieloletnimi wahaniami stanów rzeki.

Również runo *Populetum albae*, zdominowane przez gatunki przechodzące z grupy nitrofilnych okrajków i zarośli (gr. 3) wraz z gatunkami żyznych lasów (gr. 1) może świadczyć o zmianie warunków wilgotnościowych i zaburzeniu stanu dynamicznej równowagi w kierunku sukcesji. We wszystkich zdjęciach występuje *Impatiens parviflora*, który związany jest z suchszymi siedliskami, głównie grądami i lasami łągowymi z rzędu *Fagetalia* (Symonides, Obidziński 2000; Chmura, Sierka 2003). Można więc przypuszczać, że duża frekwencja *Impatiens parviflora* w zbiorowiskach aluwialnych może być wyrazem przesychania siedliska i zmniejszenia częstotliwości zalewów rzecznych. Zjawiska te powodują zmniejszanie się arealów potencjalnych siedlisk łągowych (Ratyńska 2001) i mogą ułatwiać rozprzestrzenianie się tego gatunku, wraz z rosnącą presją rekreacyjną, powiązaną z wydeptywaniem gleby i tworzeniem luk w runie. Również luki w drzewostanie sprzyjają ekspansji tego gatunku. Zdaniem Piskorz (2005) gatunek ten owocuje obficie w lukach grądu niż w drzewostanie o większym zwarcie. Omawiane drzewostany mają niewielkie zwarcie, co może być kolejną przyczyną jego ekspansji. *Impatiens parviflora* jest w badanym zespole euneofitem, a w wielu miejscach postneofitem (Faliński 1968).

Według Matuszkiewicza i in. (2012), im gwałtowniej przebiega proces grądowienia, tym więcej gatunków synantropijnych wnika do łągów, co jest widoczne w badanych fitocenozach. Dwa gatunki apofitów znacznie zwiększyły swój udział w tym zespole w stosunku do lat 80. – *Chaerophyllum temulum* oraz *Glechoma hederacea*. Nie osiągały one wtedy ilościowości większej niż 2 w zdjęciach fitosocjologicznych wykonywanych w różnych terminach – od maja do końca września (Ratyńska 2001), a obecnie ich ilościowość prawie nie spada poniżej 2. stopnia.

Pod względem liczby gatunków badane płaty tego zespołu są dość ubogie – średnio 19 gatunków. W latach 1981–84 dla Poznańskiego Przełomu Warty było to 20–32, średnio 26 gatunków (Ratyńska 2001), nowsze opracowania (Borysiak 2004b; Matuszkiewicz 2007) podają podobną wartość – 20–30 gatunków.

Kompozycja florystyczna wszystkich zespołów jest zaburzona przez gatunki typowe dla innych typów siedlisk – lasów z klasy *Fagetalia*, łąk i okrajków, a także neofity. Ich obecność osłabia ich stopień naturalności i stabilność (Kryszak i in. 2011). W porównaniu z doliną Warty poza Poznaniem (Borysiak 1994) oraz innymi dolinami rzecznyymi (Matuszkiewicz 2000; Künstler 2000; Borysiak 2004c) widać wyraźnie większą frekwencję neofitów oraz antropofitów, co jest typowe dla obszarów zurbanizowanych (Pyšek 1998; Jackowiak 2003; Jarošik i in. 2011; Krawczyk 2011). W przypadku omawianych neofitów na badanym obszarze można próbować skutecznie zwalczać wyłącznie jeden – *Acer negundo*, wycinając go przed okresem kwitnienia.

## 5. Wnioski

- W ciągu ostatnich 10 lat na terenie użytku ekologicznego „Dębina” nasiliły się niekorzystne zmiany w szacie roślinnej – synantropizacja, której najintensywniejszym przejawem jest neofityzacja.
- Pomimo postępującej synantropizacji badane zespoły roślinne są zachowane na tyle dobrze, że możliwa jest identyfikacja zbiorowisk roślinnych.
- Najbardziej zagrożonym zespołem jest *Populetum albae* z uwagi na zanik epizodycznych zalewów w obrębie biochory i proces gładowienia, uruchamiający ciąg sukcesyjny i prowadzący do regresji zespołu.
- Najbardziej niebezpiecznym neofitem na badanym terenie jest *Acer negundo*, który bardzo ekspansywnie przekształca drzewostany zespołów leśnych.
- Gatunki zagrożone na terenie miasta mają szansę przetrwać niekorzystne zmiany hydrologiczne ponieważ są gatunkami z następnych stadiów sukcesyjnych.
- Badany obszar stanowi cenny przyrodniczo obiekt na terenie miasta z uwagi na występowanie rzadkich i zagrożonych w skali kraju zespołów roślinnych oraz gatunków roślin.
- W celu ograniczenia degeneracji omawianych zespołów należałoby zastosować czynne metody ochrony zbiorowisk, w tym wycinanie *Acer negundo*, powodującego daleko idące zmiany zbiorowisk, np. poprzez zmianę struktury drzewostanów.

**Podziękowania.** Dziękujemy Panu dr. hab. Władysławowi Danielewiczowi oraz Pani dr hab. Dorocie Wrońskiej-Pilarek (Katedra Botaniki Leśnej Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu) za konsultacje oraz cenne uwagi wykorzystane w trakcie przygotowywania manuskryptu, a także Recenzentom za wnikliwe i inspirujące komentarze.

## Literatura

- 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.
- BORYSIAK J. 1994. Struktura aluwialnej roślinności łądowej środkowego i dolnego biegu Warty. – Wyd. Nauk. Uniw. im. Adama Mickiewicza w Poznaniu, Poznań, 258 ss.
- BORYSIAK J. 2004a. Nadrzeczy łąg wierzbowy *Salicetum albae*. – W: HERBICH J. (red.), Lasy i bory. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 - podręcznik metodyczny. Tom 5. – Ministerstwo Środowiska, Warszawa, s. 205–210.
- BORYSIAK J. 2004b. Nadrzeczy łąg topolowy *Populetum albae* – W: HERBICH J. (red.), Lasy i bory. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 - podręcznik metodyczny. Tom 5. – Ministerstwo Środowiska, Warszawa, s. 210–214.
- BORYSIAK J. 2004c. Plant cover of the Lower Oder River Valley Landscape Park. – Wyd. Nauk. Uniw. im. Adama Mickiewicza w Poznaniu, Poznań, 143 ss.
- BRZEG A., WOJTERSKA M. 1996. Przegląd systematyczny zbiorowisk roślinnych Wielkopolski wraz z oceną stopnia ich zagrożenia. – Bad. Fizjogr. Pol. Zach., ser. B, **45**: 7–39.
- CHMIEL J. 1993. Flora roślin naczyniowych wschodniej części Pojezierza Gnieźnieńskiego i jej antropogeniczne przeobrażenia w wieku XIX i XX. Część 1. – Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, 201 ss.
- CHMURA D. 2009. Inwazyjne gatunki drzew mokradeł Polski – klon jesionolistny *Acer negundo* i jesion pensylwański *Fraxinus pensylvanica*. – W: DAJDOK Z., PAWLACZYK P. (red.), Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski. – Wyd. Klubu Przyrodników, Świebodzin, s. 119–123.
- CHMURA D., SIERKA E. 2006. Relation between invasive plant and species richness of forest floor vegetation: a study of *Impatiens parviflora* DC. – Pol. J. Ecol. **54**: 417–428.
- DAISIE European Invasive Alien Species Gateway 2007. *Echinocystis lobata*. [http://www.europe-aliens.org/pdf/Echinocystis\\_lobata.pdf](http://www.europe-aliens.org/pdf/Echinocystis_lobata.pdf). Dostęp: 18.03.2013.
- DAJDOK Z., KĄCKI Z. 2009. Kolczurka klapowana *Echinocystis lobata*. – W: DAJDOK Z., PAWLACZYK P. (red.), Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski. – Wyd. Klubu Przyrodników, Świebodzin, s. 38–41.
- DANIELEWICZ W. 2008. Ekologiczne uwarunkowania zasięgów drzew i krzewów na aluwialnych obszarach doliny Odry. – Wyd. Uniw. Przyrodniczego w Poznaniu, Poznań, 267 ss.

- DANIELEWICZ W., GLANC K. 1988. Drzewa i krzewy doliny rzeki Warty. – Roczn. Akademii Rolniczej w Poznaniu **23**: 37–54.
- DANIELEWICZ W., MALIŃSKI T. 2005. Ochrona leśnych zbiorowisk roślinnych. – W: GWIAZDOWICZ D.J. (red.), Ochrona przyrody w lasach. 2. Ochrona szaty roślinnej. – Wyd. Ornatus, Poznań, s. 121–169.
- FALIŃSKI J.B. 1968. Stadia neofityzmu i stosunek neofitów do innych komponentów zbiorowiska. – Mat. Zakł. Fitosoc. Stos. Uniw. Warszawskiego **25**: 15–23.
- FALIŃSKI J.B. 1990. Zarys ekologii. – W: BIAŁOBOK S. (red.), Wierzby. *Salix alba* L., *Salix fragilis* L. Nasze drzewa leśne. – Wyd. Nauk. PWN, Warszawa, s. 71–138.
- FALIŃSKI J.B. 2000. The Interpretation of Contemporary Vegetation Transformation on the Basis of the Theories of Synanthropisation and Syndynamics. – W: JACKOWIAK B., ŻUKOWSKI W. (red.), Mechanisms of Anthropogenic Changes of the Plant Cover. – Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, s. 9–30.
- JACKOWIAK B. 1993. Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych na terenie miasta Poznania. – Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, 408 ss.
- JACKOWIAK B. 1995. Uwagi o zagrożeniu flory naczyniowej Poznania. – W: ŻUKOWSKI W., JACKOWIAK B. (red.), Ginące i zagrożone rośliny naczyniowe Pomorza Zachodniego. – Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, s. 95–98.
- JACKOWIAK B. 2003. Miasto jako układ ekologiczny. – W: STRZAŁKO J., MOSSOR-PIETRASZEWSKA T. (red.), Kompendium wiedzy o ekologii. – Wyd. Nauk. PWN, Warszawa, s. 278–311.
- JAGODZIŃSKI A.M., KUBIAK M., WARNKOWSKA A., ZIÓŁKOWSKI J., DOPIERAŁA N., ROSIK S., MOTYL A., ŁUKOWSKI A., KOTER A., KAŃNA B., OPIELKA K., BARYCZA A., JANISZEWSKI K., PRAIS H., WRÓŃSKA-PILAREK D. 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- JAROŚIK V., PYŠEK P., KADLEC T. 2011. Alien plants in urban nature reserves: from red-list species to future invaders. – NeoBiota **10**: 27–46.
- KEPEL A. 2002. Poznańskie tereny zieleni. – Kronika Miasta Poznania **3**: 17–24.
- KOWALSKA A. 2012. Kompleksy roślinności i krajobrazy roślinne doliny środkowej Wisły. – Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN, Warszawa, 110 ss.
- KRAWCZYK R. 2011. Bogactwo flory naczyniowej a wskaźniki synantropizacji w dolinie rzecznej na przykładzie dolnego Sanu. – Acta Bot. Siles. **7**: 63–77.
- KRYSZAK A., KLARZYŃSKA A., KRYSZAK J., STRYCHAŁSKA A., SZYMAŃCZYK J. 2011. Zbiorowiska roślinne skarp kanałów i rowów melioracyjnych Wielkiego Łęgu Obrzańskiego. – Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie **11**: 159–177.

- 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 **19**: 31–75.
- 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. – Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków, s. 49–60.
- MARCINIUK P., WIERZBA M. 2006. Chosen synanthropic plant species in the Bug River Valley: router and effects of expansion. – Biodiv. Res. Conserv. **1–2**: 82–85.
- MATUSZKIEWICZ J.M. 2007. Zespoły leśne Polski. – Wyd. Nauk. PWN, Warszawa, 357 ss.
- MATUSZKIEWICZ J.M. 2008. Potencjalna roślinność naturalna Polski. – Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN, Warszawa.
- MATUSZKIEWICZ W. 2011. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. – Wyd. Nauk. PWN, Warszawa, 537 ss.
- MATUSZKIEWICZ J.M., 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 **19**: 31–75.
- MATUSZKIEWICZ W., SIKORSKI P., SZWED W., WIERZBA M., DANIELEWICZ W., WYSOCKI C., KICIŃSKI P. 2012. Zbiorowiska roślinne Polski. Ilustrowany przewodnik: lasy i zarośla. – Wyd. Nauk. PWN, Warszawa, 518 ss.
- MĘDRZYCKI P. 2011. NOBANIS - Invasive Alien Species Fact Sheet - *Acer negundo*. – Online Database of the European Network on Invasive Alien Species - NOBANIS. [www.nobanis.org](http://www.nobanis.org). Dostęp: 16.03.2013.
- OLACZEK R. 1972. Formy antropogenicznej degeneracji leśnych zbiorowisk roślinnych w krajobrazie rolniczym Polski niżowej. – Wyd. Uniw. Łódzkiego, Łódź, 170 ss.
- PISKORZ R. 2005. The effect of oak-hornbeam diversity on flowering and fruiting of *Impatiens parviflora* DC. – Rocz. Akademii Rolniczej w Poznaniu **9**: 187–196.
- PLICHTA W. 1976. Ostrów Panieński. – W: PRUSINKIEWICZ Z., BIAŁY K. (red.), Gleby wybranych rezerwatów leśnych województw bydgoskiego, toruńskiego i wrocławskiego. *Studia Societatis Scientiarum Torunensis, Sectio C* **8**: 151–163.
- PYŚEK P. 1998. Alien and native species in Central Europe urban floras: a quantitative comparison. – J. Biogeogr. **25**: 155–163.
- PYŚEK P., PRACH K. 1993. Plant invasions and the role of riparian habitats: a comparison of four species alien to central Europe. – J. Biogeogr. **20**: 413–420.
- RATYŃSKA H. 2001. Roślinność Poznańskiego Przełomu Warty i jej antropogeniczne przemiany. – Wyd. Akademii Bydgoskiej, Bydgoszcz, 466 ss.
- SYMONIDES E., OBIDZIŃSKI T. 2000. The influence of the groundlayer structure on the invasion of small balsam (*Impatiens parviflora* DC.) to natural and degraded forests. – Acta Soc. Bot. Pol. **69**: 311–318.

- ŚLIWA P. 2002. Wzdłuż Warty, czyli uroki Dębiny. – *Kronika Miasta Poznania* **3**: 264–276.
- TICHY L. 2002. JUICE, software for vegetation classification. – *J. Veg. Sci.* **13**: 451–453.
- TOKARSKA-GUZIŁ B. 2005. The Establishment and Spread of Alien Plant Species (Kenophytes) in the Flora of Poland. – *Prace Nauk. Uniw. Śląskiego* **2372**, Katowice: s. 1–192.
- TOKARSKA-GUZIŁ B., DAJĐOK 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, 197 ss.
- URBISZ A., URBISZ A., BŁĄZYCA B., TOKARSKA-GUZIŁ B. 2009. Uczep amerykański *Bidens frondosa*. – W: DAJĐOK Z., PAWLACZYK P. (red.), *Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski*. – Wyd. Klubu Przyrodników, Świebodzin, s. 52–53.
- 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.
- WOJTERSKI T., WOJTERSKA H. 1974. Zespoły leśne i zaroślowe doliny Warty w Poznaniu. – *Bad. Fizjogr. Pol. Zach.*, ser. B, **27**: 7–44.
- WOJTERSKI T., WOJTERSKA H., WOJTERSKA M. 1981. Mapa potencjalnej roślinności naturalnej środkowej Wielkopolski. – *Bad. Fizjogr. Pol. Zach.*, ser. B, **32**: 7–35.
- WROŃSKA-PILAREK D. 2008. Vascular plants of “Strzeszyn” ecological site in Poznań. – *Acta Sci. Pol., Silv. Colend. Ratio Industr. Lign.* **7**(4): 79–91.
- WROŃSKA-PILAREK D. 2010. The vascular plants of the former ecological site “Bogdanka” in Bogdanka river valley in Poznań. – *Acta Sci. Pol., Silv. Colend. Ratio Industr. Lign.* **9**(3–4): 51–69.
- WROŃSKA-PILAREK D., DANIELEWICZ W., GAŁĄZKA S., GORNOWICZ R., MIZERA T., MACIOROWSKI G. 2001. Badania florystyczno-faunistyczne oraz ocena naukowa walorów przyrodniczych użytku ekologicznego „Dębina”, Poznań. Mscr.
- WROŃSKA-PILAREK D., STASIŁ L. 2003. The dendroflora of the „Dębina” ecological land in Poznań – *Pap. Agric. Univ. Pozn. Forestry* **6**: 67–78.
- WYSOCKI C., SIKORSKI P. 2009. Fitosocjologia stosowana w ochronie i kształtowaniu krajobrazu. – Wyd. Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego, Warszawa, 498 ss.

## Summary

Riparian forests are one of the most degenerated and threatened forest communities in Poland. The main goal of this study was to describe a human impact on alluvial plant communities in the urban area (Poznań). We conducted 28 relevés in vegetation from the associations *Salicetum triandro-viminalis*, *Salicetum albo-fragilis* and *Populetum albae*. We measured ecological indices including synanthropisation, anthropophytisation, kenophytisation and hemerophily. In most cases, we did not



find statistically significant differences between the values of particular indices. The exception is the degree of synanthropisation, which was proved to be significantly lower in *Populetum albae* stands than in *Salicetum triandro-viminalis*. However, in vegetation from the association *Populetum albae* we observed the expansion of species from the class *Querc-Fagetea*, which can be caused by progressive succession in the river valley. This process is stopped by episodic flood events, which are now limited by Jeziorsko reservoir dam. Within investigated vegetation we found four alien species considered invasive in Poland: *Acer negundo*, *Bidens frondosa*, *Echinocystis lobata* and *Impatiens parviflora*. In comparison to the study from 2001, we state that human impact on the vegetation of studied area increased. This is expressed, in particular, by the increase of the neophytisation. *Echinocystis lobata* is new invasive alien species for this area. Despite the degeneration of forest communities caused by human-related activities, the study area is still important for maintaining biodiversity of the urban area. Thus, active protection should be implemented. Protection of this habitat requires removal of *Acer negundo*, which is here the most dangerous neophyte causing changes in the structure of tree stands.