

# OSIEDLE MIESZKANIOWE W STRUKTURZE PRZYRODNICZEJ MIASTA

pod redakcją Barbary Szulczewskiej



Wydawnictwo SGGW  
Warszawa 2015

© Copyright by Wydawnictwo SGGW, Warszawa 2015  
Wydanie I

Recenzenci: prof. dr hab. arch. Sławomir Gzell  
dr Iwona Szumacher

Projekt okładki – Marta Potocka

Opracowanie redakcyjne – Anna Dołomisiewicz  
Redaktor techniczny – Laura Szczepańska

Opracowanie przygotowane w ramach projektu badawczego MNiSW N527 0669 33  
pt. *Ocena wskaźnika terenów biologicznie czynnych jako standardu kształtowania  
struktury przestrzennej terenów mieszkaniowych.*

ISBN 978-83-7583-604-2

Wydawnictwo SGGW  
ul. Nowoursynowska 166, 02-787 Warszawa  
tel. 22 593 55 20 (-22, -25 – sprzedaż), fax 22 593 55 21  
e-mail: [wydawnictwo@sggw.pl](mailto:wydawnictwo@sggw.pl)  
[www.wydawnictwosggw.pl](http://www.wydawnictwosggw.pl)

Druk: POLIMAX s.c., ul. Nowoursynowska 161 L, 02-787 Warszawa

*Serdecznie dziękujemy recenzentom naszej książki,  
Profesorowi Sławomirowi Gzellowi i Doktor Iwonie Szumacher,  
za trafne, konstruktywne uwagi i sugestie.*

*Autorzy*



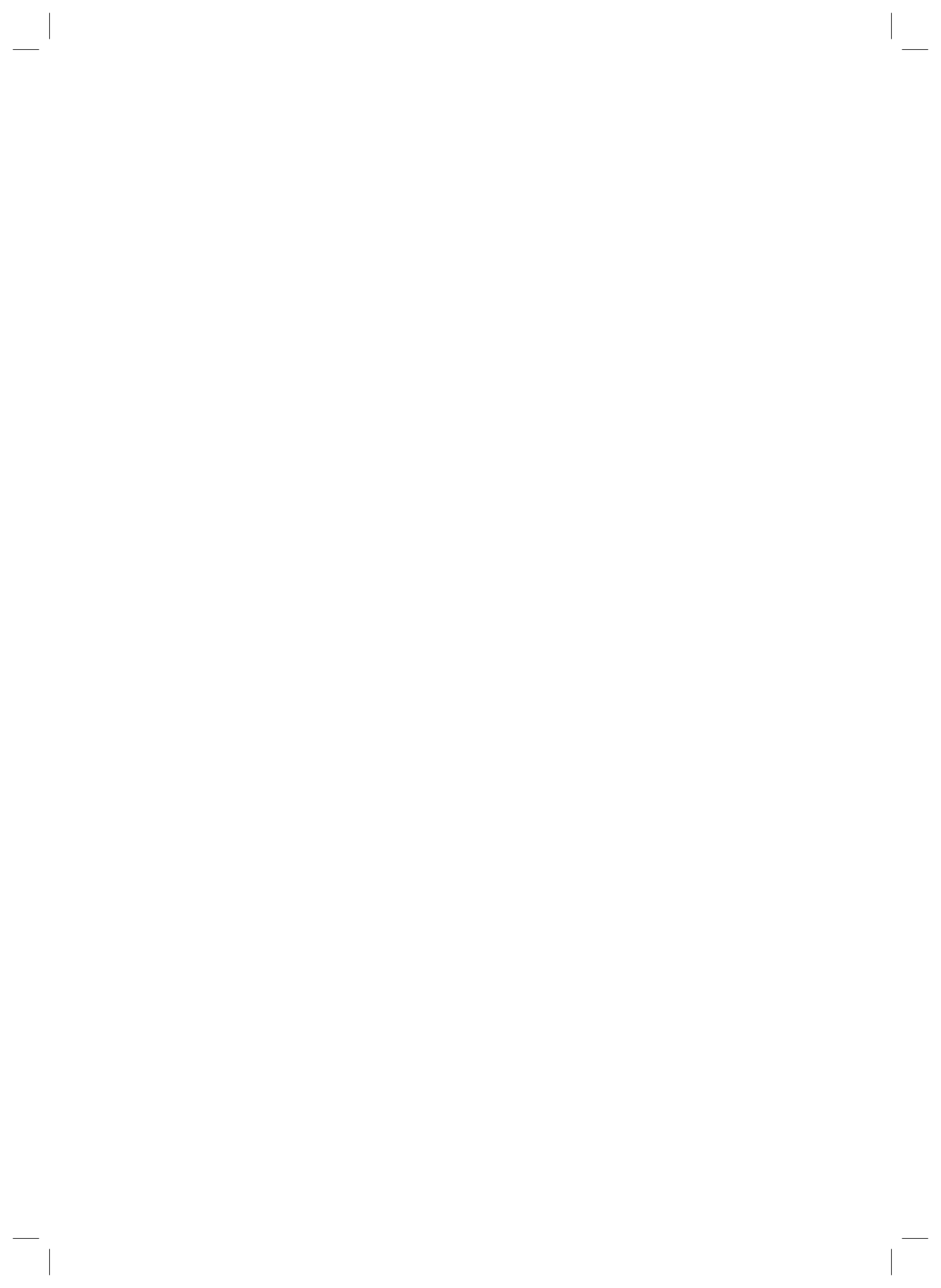
# Spis treści

<b>1. Wprowadzenie</b>	
<i>Barbara Szulczewska</i> .....	9
<b>2. Struktura przyrodnicza miasta a osiedlowe tereny biologicznie czynne</b>	
<i>Barbara Szulczewska</i> .....	11
2.1. Problemy identyfikacji struktury przyrodniczej miasta .....	11
2.2. Rola osiedlowych terenów biologicznie czynnych w kształtowaniu struktury przyrodniczej miasta – ujęcie teoretyczne .....	21
<b>3. Kształtowanie struktury przyrodniczej na tle koncepcji rozwoju i przekształceń współczesnego miasta</b>	
<i>Krystyna Solarek</i> .....	24
3.1. Struktura przyrodnicza a struktura przestrzenna miasta .....	24
3.2. Tereny biologicznie czynne w strukturze miasta w XX wieku .....	26
3.3. Od krytyki modernizmu i funkcjonalizmu do Nowego Urbanizmu .....	34
3.4. Przegląd najnowszych koncepcji rozwoju miast i ich założeń dotyczących struktury przyrodniczej .....	38
3.5. Relacje struktury przyrodniczej i przestrzennej jako podstawa dyskusji o kierunku rozwoju miast .....	41
<b>4. Wskaźniki ekologiczno-przestrzenne jako standard kształtowania zabudowy mieszkaniowej</b>	
<i>Renata Giedych</i> .....	46
4.1. Wskaźniki ekologiczno-przestrzenne – identyfikacja pojęcia .....	46
4.2. Biotope Area Factor .....	47
4.3. Green Space Factor .....	49
4.4. Seattle Green Factor .....	52
4.5. Wskaźnik powierzchni terenu biologicznie czynnej .....	55
4.6. Greenery Provision .....	56
<b>5. Osiedlowe tereny biologicznie czynne i ich znaczenie w kształtowaniu struktury przyrodniczej oraz warunków życia w miastach – wyniki badań</b>	
5.1. Koncepcja i główne założenia badań	
<i>Barbara Szulczewska</i> .....	59
5.2. Klimat osiedli mieszkaniowych i możliwości jego kształtowania	
<i>Magdalena Kuchcik</i> .....	64

5.2.1. Cechy charakterystyczne klimatu miasta .....	64
5.2.2. Badania warunków klimatycznych osiedli .....	68
5.2.3. Możliwości poprawy warunków klimatu lokalnego osiedli .....	77
5.3. Gospodarowanie wodami opadowymi na osiedlach	
<i>Tomasz Stańczyk</i> .....	79
5.3.1. Oddziaływanie osiedli na warunki hydrologiczne miasta .....	79
5.3.2. Badania intensywności procesów hydrologicznych na terenach osiedli .....	82
5.3.3. Podsumowanie i rekomendacje .....	87
5.4. Możliwości i potrzeby kształtowania różnorodności szaty roślinnej osiedli mieszkaniowych	
<i>Piotr Sikorski, Czesław Wysocki, Marek Wierzba, Daria Sikorska</i> .....	93
5.4.1. Znaczenie szaty roślinnej w osiedlach mieszkaniowych .....	93
5.4.2. Różnorodność i naturalność szaty roślinnej w badanych osiedlach mieszkaniowych .....	95
5.4.3. Potrzeby i możliwości wprowadzania bogatych florystycznie biotopów na tereny osiedli mieszkaniowych .....	104
5.5. Rośliny drzewiaste w osiedlach mieszkaniowych	
<i>Jacek Borowski, Małgorzata Pstrągowska</i> .....	109
5.5.1. Znaczenie drzew, krzewów i pnączy .....	109
5.5.2. Ocena struktury roślinnej na terenach badanych osiedli .....	110
5.5.3. Intensyfikacja oddziaływania roślinności na jakość środowiska mieszkaniowego poprzez kształtowanie jej struktury .....	115
5.6. Motyle dzienne jako wskaźnik walorów przyrodniczych terenów osiedli mieszkaniowych	
<i>Anna Mazurkiewicz, Dorota Tumialis</i> .....	121
5.6.1. Tereny osiedli mieszkaniowych jako środowisko życia motyli dziennych .....	121
5.6.2. Występowanie motyli dziennych w badanych osiedlach mieszkaniowych .....	123
5.6.3. Tworzenie warunków sprzyjających występowaniu motyli w miastach – rekomendacje .....	128
5.7. Wskaźnik powierzchni terenu biologicznie czynnego a inne wskaźniki ekologiczno-przestrzenne	
<i>Renata Giedych</i> .....	130
5.7.1. Różnice w podejściu metodycznym .....	130

---

5.7.2. Konsekwencje zastosowania różnych wskaźników ekologiczno-przestrzennych dla kształtowania przestrzeni przyrodniczej osiedli mieszkaniowych .....	133
5.7.3. Wyzwania na przyszłość .....	138
<b>6. Problemy stosowania wskaźnika terenów biologicznie czynnych na tle wyników badań – podsumowanie</b>	
<i>Barbara Szulczewska, Renata Giedych, Krystyna Solarek</i> .....	141
Bibliografia .....	149





*Barbara Szulczewska*

## **1. Wprowadzenie**

Publikacja ta została przygotowana w ramach projektu badawczego N527 0669 33, finansowanego przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego pt. Ocena wskaźnika terenów biologicznie czynnych jako standardu kształtowania struktury przestrzennej terenów mieszkaniowych.

Głównym celem projektu była ocena zasadności i uwarunkowań stosowania wskaźnika terenów biologicznie czynnych (TBC) jako standardu kształtowania, z jednej strony środowiska przyrodniczego, z drugiej zaś – struktury przestrzennej terenów zabudowy mieszkaniowej.

Na potrzeby badań wskaźnik TBC zdefiniowano jako udział terenów biologicznie i/lub hydrologicznie czynnych (tzn. pokrytych roślinnością i/lub umożliwiającą przenikanie wód opadowych do głębszych warstw gleby), określany w odniesieniu do całkowitej powierzchni analizowanego osiedla<sup>1</sup>.

Prawie trzyletnie badania, prowadzone w wybranych osiedlach warszawskich (lub ich fragmentach), dostarczyły przesłanek do określenia pożądanego udziału TBC, konsekwencji, jakie dla funkcjonowania środowiska i jakości życia ma ograniczanie tego udziału, potrzeb i możliwości przekształceń istniejących przestrzeni osiedlowych oraz wskazań dotyczących kształtowania przestrzeni osiedli mieszkaniowych w taki sposób, aby mogły stanowić istotny element struktury przyrodniczej miasta.

Tylko pozornie tak postawione zagadnienia wydają się koncentrować wyłącznie na przyrodzie, z pominięciem potrzeb człowieka. Trzeba wyraźnie podkreślić, że od sprawności procesów przyrodniczych zależy jakość zieleni osiedlowej, a to ona głównie decyduje o warunkach wypoczynku i jakości środowiska życia mieszkańców osiedli.

---

<sup>1</sup> Nie uwzględnia on zatem 50% sumy powierzchni tarasów i stropodachów o powierzchni nie mniejszej niż 10 m<sup>2</sup> urządzonych jako stałe trawniki lub kwietniki na podłożu zapewniającym im naturalną vegetację, co jest rekomendowane przez rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 12 kwietnia 2002 roku w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie i określone terminem wskaźnik powierzchni terenu biologicznie czynnej (PBC). Termin ten jest stosowany w niniejszej publikacji w przypadku analizy obecnej praktyki planistycznej.

Nie bez znaczenia jest też podnoszona w ostatnich latach – choć mniej w Polsce – kwestia przystosowania miast i ich zagospodarowania przestrzennego do przewidywanych skutków zmian klimatycznych, a zwłaszcza fal gorąca, nawalnych deszczów czy też silnych wiatrów.

Wyniki autorskich badań zostały przedstawione na szerszym tle problematyki relacji między strukturą przestrzenną i przyrodniczą miasta. Przeprowadzone badania dostarczyły przesłanek do stwierdzenia, że w obecnej praktyce planistycznej wskaźnik powierzchni terenu biologicznie czynnej jest powszechnie stosowany. Po początkowych perturbacjach związanych z różną interpretacją terminu powierzchnia biologicznie czynna, przyjęto ujednoliczoną definicję, sformułowaną w rozporządzeniu Ministra Infrastruktury z dnia 12 kwietnia 2002 roku w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie (ze zmianami).

Stwierdzono jednak bardzo duże rozbieżności w określaniu wskaźników dla terenów o tym samym przeznaczeniu. Na przykład dla zabudowy wielorodzinnej wskaźnik ten waha się w granicach od 10 do 80%. Można zatem przypuszczać, że przesłanką do jego stosowania bywa konkretna sytuacja obszaru objętego miejscowym planem zagospodarowania przestrzennego, w tym jego usytuowanie w strukturze przestrzennej miasta. Praktyka ta skłania do zastanowienia się nad zaletami i wadami tak elastycznego wskaźnika. Teoretycznie można to tłumaczyć tym, że autorzy planu miejscowego dostosowują wskaźnik do konkretnej sytuacji przyrodniczej obszaru – przykładowo stosują niższe wskaźniki tam, gdzie przyszła zabudowa mieszkaniowa powstaje w sąsiedztwie parku lub innego terenu zieleni, a wyższe tam, gdzie jest ona otoczona terenami już zabudowanymi. Można jednak elastyczność wskaźnika zinterpretować i w ten sposób, że uwzględnia on przede wszystkim potrzeby inwestycyjne oraz wartość ekonomiczną terenu.

Z tego powodu określenie ogólnych zasad, a w tym minimalnej wielkości wskaźnika wydaje się uzasadnione. Trzeba podkreślić, że celem jego stosowania ma być przede wszystkim zapewnienie warunków funkcjonowania środowiska przyrodniczego, a przez to właściwej jakości tego środowiska dla mieszkańców. Wskaźnik nie uwzględnia potrzeb związanych z organizacją wypoczynku na terenach zabudowy mieszkaniowej.

*Barbara Szulczewska*

## **2. Struktura przyrodnicza miasta a osiedlowe tereny biologicznie czynne**

### **2.1. Problemy identyfikacji struktury przyrodniczej miasta**

Termin struktura przyrodnicza miasta użyty w tytule książki bywa używany w różnych kontekstach, najczęściej w literaturze dotyczącej planowania przestrzennego i urbanistyki oraz ekologii miasta. Zdarza się, że zastępuje nieco szerszy termin środowisko przyrodnicze. Dzieje się tak wówczas, gdy autor lub autorzy opracowania chcą podkreślić, że interesuje ich przede wszystkim przestrzenna konfiguracja obszarów miejskich, na których procesy przyrodnicze przebiegają we względnie niezakłócony sposób, nie są całkowicie zdominowane przez istniejące zagospodarowanie.

Zdarza się jednak i tak, że przedmiotem opisu są wszystkie obszary miejskie (cała przestrzeń miasta), ale oglądane z punktu widzenia ich charakterystyki i funkcji przyrodniczej.

W literaturze angielskojęzycznej omawiany tu termin nie jest stosowany, co oczywiście utrudnia dokonywanie porównań i syntez. Można przyjąć, że w podobnym kontekście używane są tam terminy *ecological pattern* (Breuste 2008) lub *biotope pattern* (Sukopp 1998) lub – w ostatnim dziesięcioleciu – coraz częściej *green structure* (Werquin i in. – red., 2005) lub *green infrastructure* (Ahern 2007, Tzoulas i in. 2007, Hamin i Gurrán 2009, *Community Forests Northwest* 2011). Trzeba zauważyć, że ten ostatni termin, a także koncepcje kryjące się za nim stanowią przedmiot ożywionej dyskusji w środowiskach naukowych. Trudno zatem mówić o jednoznacznej wykładni i uzgodnionej definicji pojęcia zielona infrastruktura.

W badaniach z zakresu ekologii krajobrazu, w przypadku, gdy przedmiotem analiz jest przestrzeń całego miasta, do opisu elementów tej przestrzeni stosowane są jednostki przestrzenne określane przez takie terminy, jak: *landscape pattern*, *urban pattern* lub *urban structural types*, *spatial ecological units* (Breuste 2008, 2010). Oczywiście zarówno termin, jak i sposób jego użycia zależą od poglądów autora i celu opracowania.

Kwestie praktycznej przydatności i problemów związanych z delimitowaniem jednostek krajobrazowych na terenach zurbanizowanych na podstawie specyfiki krajobrazu przyrodniczego i rodzaju oraz intensywności antropopresji omawia Richling (2008).

Z przedstawionego wcześniej krótkiego przeglądu różnych możliwości interpretowania pojęcia struktura przyrodnicza miasta wynika, że jedynym sposobem na uporządkowanie dalszego wywodu jest pogłębiona analiza podejść stosowanych do identyfikacji i opisu tej struktury.

Wspomniana wcześniej różnorodność w rozumieniu terminu struktura przyrodnicza miasta pociąga za sobą różne podejścia do identyfikowania tej struktury. Dodatkowo, czynnikami różnicującymi podejścia są cele i skala prowadzonych analiz. Identyfikacji dokonują specjaliści wielu dyscyplin naukowych, które w przedmiocie swoich zainteresowań mają środowisko przyrodnicze (zwłaszcza geografowie i ekolodzy), krajobraz (zwłaszcza ekolodzy krajobrazu i architektki krajobrazu), miasto (zwłaszcza ekolodzy miasta i urbaniści). Zwykle sama identyfikacja bywa jedynie punktem wyjścia do pogłębienia wiedzy o zróżnicowaniu i funkcjonowaniu przyrodniczym obszarów zurbanizowanych, charakterystycznych powiązaniach zbiorowisk roślinnych i zespołów fauny z typami zagospodarowania (elementami struktury przestrzennej miast), wielkości i zróżnicowaniu powierzchni biologicznie czynnej poszczególnych obszarów miast lub wartościach konserwatorskich. Wiedza ta może mieć charakter czysto poznawczy, ale na ogół jest także wykorzystywana do praktycznych celów zarządzania miastami, planowania ich rozwoju i przekształceń.

W literaturze przedmiotu doszukać się można bardzo wielu koncepcji, podejść i metod opisu struktury przyrodniczej miasta. Kłopot z ich inwentaryzacją i charakterystyką wynika stąd, że poszczególni autorzy nie tylko reprezentują różne dyscypliny naukowe, prowadzą swe badania w różnych celach i skalach, ale także odwołują się do odmiennych kontekstów badawczych i praktycznych.

Próba zestawienia sposobu identyfikacji i opisu struktury przyrodniczej miasta<sup>2</sup> podjęta została w pracy Szulczewskiej (2002). Zidentyfikowano tam dwa zasadnicze ujęcia: pierwsze, w którym opisywana jest przestrzeń całego miasta, oraz drugie skupiające się na wybranych obszarach, zwykle o dominujących funkcjach przyrodniczych.

Przedstawione w dalszej części publikacji zestawienie zostało, w stosunku do cytowanej wcześniej pracy, rozszerzone o doniesienia z literatury przedmiotu, które pojawiły się w ostatnich latach.

---

<sup>2</sup> Użyto tam, co prawda, terminu struktura ekologiczna miasta, ale w tym przypadku uznać można, że są to synonimy.

## Ujęcie pierwsze – przestrzeń całego miasta

Struktura utożsamiana jest z typami ekosystemów identyfikowanymi w mieście, przy czym główne kryterium identyfikacji wynika ze stopnia ich naturalności:

- pozostałości ekosystemów naturalnych (złożone głównie z gatunków rodzimych),
- ekosystemy kształtowane przez człowieka (człowiek spełnia tu rolę regulatora procesów ekologicznych),
- ekosystemy spontaniczne (na ogół złożone z gatunków synantropijnych), stopień ich integracji i przystosowania do siedliska zależy od stadium sukcesyjnego oraz warunków zewnętrznych.

Strukturę identyfikuje się poprzez charakterystykę form użytkowania gruntów (intensywnie zabudowane tereny centrów miast, tereny przemysłowe, tereny parków miejskich, tereny ogródków działkowych, tereny komunikacji itd.). Ujęcie takie wynika z konstatacji, że w mieście istnieją powtarzalne układy ekologiczne związane z typowymi formami zabudowy i użytkowania terenu. Przyjęcie wspomnianego wcześniej założenia leży u podstaw opracowania map biotopów miejskich (Sukopp i Werner 1988). Formy użytkowania terenu posłużyły Gilbertowi (1989) do scharakteryzowania miasta jako systemu ekologicznego. Matuszkiewicz (1992) opiera na tym założeniu metodę wyróżniania kompleksów krajobrazowo-roślinnych. Istotna – w tym kontekście – wydaje się uwaga Breuste'a (2008) wskazująca na konieczność rozróżnienia dwóch często mylonych pojęć: użytkowanie terenu (land-use) i pokrycie terenu (land cover). Struktura przyrodnicza miasta może być też bowiem określana poprzez wyznaczenie jednostek przestrzennych na podstawie zróżnicowania pokrycia terenu (land cover) jako głównego kryterium. Pauleit i Duhme (2000)<sup>3</sup> przyjmują, że poszczególne typy pokrycia charakteryzują się specyficznymi i powtarzalnymi cechami środowiska przyrodniczego (np. zmiennością temperatury, stosunkami wodnymi, zbiorowiskami roślinnymi). Ten sposób podejścia rozwinął się w metodę identyfikacji tzw. miejskich jednostek morfologicznych (urban morphology types) identyfikowanych na podstawie zdjęć lotniczych (Gill i in. 2007). Pauleit i Breuste (2011) doszli ostatecznie do wniosku, że oba omówione wcześniej podejścia należy uznać za komplementarne. Oba też rekomendują do stosowania w analizach funkcjonowania środowiska przyrodniczego miasta oraz planowania jego przekształceń.

Do opisu struktury przyrodniczej miasta stosuje się koncepcję „gradientu miejskiego”. U jej podstaw leży stwierdzenie o „łamaniu” przez miasto „pierwotnego

<sup>3</sup> Autorzy identyfikują te jednostki w celu scharakteryzowania funkcjonowania przyrodniczego (environmental performance) terenów miejskich na potrzeby planowania przestrzennego.

rytmu przestrzennej zmienności przyrody i wprowadzaniu nowego, odmiennego ładu” (Olaczek 1990, s. 9). Strukturę miasta tworzą dwie składowe: strefowa i niestrefowa. Strefowy kierunek zmienności ekosystemów zależy od gęstości zabudowy, a ściślej stopnia pokrycia terenu przez urządzenia miejskie. Niestrefowa zmienność ekosystemów związana jest z przebiegiem nasypów, linii kolejowych, położeniem placów oraz niektórych obiektów przemysłowych.

Cechą charakterystyczną omówionych podejść jest pogląd o dominacji zainwestowania miejskiego nad pierwotnym rytmem przyrody. Stąd też w identyfikacji struktury przyrodniczej miasta przeważają propozycje wyznaczania typologicznych jednostek przestrzennych, przy których wyróżnianiu zasadnicze kryterium stanowi sposób użytkowania terenu i zabudowy, lub/i pokrycie terenu. W ramce poniżej przedstawiono przykład takiego podejścia zastosowanego przy identyfikacji Systemu przyrodniczego Warszawy<sup>4</sup>.

Identyfikacja struktury przyrodniczej obszaru Warszawy polegała na delimitacji jednostek strukturalnych. Kryterium podziału stanowiło zróżnicowanie pokrycia i użytkowania terenu. W rezultacie otrzymano przestrzennie uporządkowany układ względnie homogenicznych jednostek, stanowiący podstawę dalszych analiz. Każda z wyznaczonych indywidualnych jednostek strukturalnych została scharakteryzowana według cech fizjonomii oraz wewnętrznych uwarunkowań przyrodniczych i opisana w bazie danych wykonanej w programie ArcView. Zakres podstawowych informacji o jednostce indywidualnej oraz zasady charakterystyki były następujące:

- 1) stopień pokrycia roślinnością [%]:
  - 0–25
  - 25–50
  - 50–75
  - 75–100wody powierzchniowe
- 2) wysokość elementów pokrycia terenu [m]:
  - 0–1
  - 1–4
  - 4–8
  - 8–13powyżej 13
- 3) struktura pionowa roślinności:
  - 0 – brak roślinności, nawierzchnia przepuszczalna
  - 1 – roślinność niska sezonowa
  - 2 – roślinność niska – trwała
  - 3 – roślinność mieszana – niska z grupami drzew
  - 4 – roślinność wysoka
  - 5 – wody powierzchniowe

<sup>4</sup> Opracowanie ekofizjograficzne do Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego M.St. Warszawy. Urząd Miasta Stołecznego Warszawy, Biuro Naczelnego Architekta Miasta, Miejska Pracownia Planowania Przestrzennego i Strategii Rozwoju, Warszawa 2006.

- 4) głębokość pierwszego poziomu wód gruntowych [m]\*:
- do 1
  - 1–2
  - 2–5
  - powyżej 5
- 5) stopień przepuszczalności utworów powierzchniowych\*:
- utwory nieprzepuszczalne i słabo przepuszczalne
  - utwory półprzepuszczalne
  - utwory przepuszczalne
  - utwory o zmiennej przepuszczalności
  - utwory retencjonujące wodę
- 6) naturalność zbiorowisk roślinnych według wskaźnika antropizacji\*:
- 1a – zbiorowiska finalne leśne
  - 1b – zbiorowiska finalne nieleśne
  - 2 – naturalne zbiorowiska leśne o zaburzonej strukturze
  - 3a – lasy odroślowe, naturalne zbiorowiska zaroślowe
  - 3b – naturalne, sukcesyjne i nieużytkowane zbiorowiska trawiaste
  - 4 – wieloletnie kośne zbiorowiska trawiaste
  - 5 – wieloletnie pastwiskowe zbiorowiska trawiaste
  - 6 – dojrzałe lasy sadzone na niewłaściwym siedlisku
  - 7 – leśna sukcesja wtórna, młodniki, drągowizny
  - 8a – zbiorowiska synantropijne o dobrze wykształconej charakterystycznej kombinacji gatunków (w tym zbiorowiska segetalne, ruderalne i porębowe)
  - 8b – zbiorowiska synantropijne nieleśne o dobrze wykształconej charakterystycznej kombinacji gatunków (w tym zbiorowiska segetalne, ruderalne i porębowe)
  - 9 – zbiorowiska synantropijne kadłubowe
  - 10 – nieustabilizowane zgrupowania roślin
  - 11 – tereny pozbawione roślinności
  - W – tereny wód otwartych
- \* Wartość parametru została określona jako procentowy udział powierzchni jednostki strukturalnej zajętej przez każde z wyróżnień.

## Ujęcie drugie – wybrane obszary

Funkcjonowanie środowiska przyrodniczego w mieście jest uzależnione w znacznym stopniu od tych jego obszarów, które charakteryzują się największym potencjałem przyrodniczym. W środowisku zurbanizowanym oznacza to obszary pokryte roślinnością o zróżnicowanej strukturze, ze stosunkowo wysokim poziomem wód gruntowych, mało przekształconymi, urodzajnymi glebami.

W teorii identyfikacja takich obszarów powinna stanowić punkt wyjścia do kształtowania struktury przestrzennej miasta. W praktyce powyższa zasada dotyczyć

może jedynie obszarów potencjalnego rozwoju miasta. Nie oznacza to oczywiście, że w strukturze przestrzennej istniejących miast obszary cenne przyrodnicze nie występują. Zwykle są to obszary trudne do zagospodarowania: o wysokim poziomie wód gruntowych, strome wzgórza, pozostałości lasów lub po prostu tereny niezagospodarowane, na których przebiega sukcesja (w wielu miastach są to tereny poprzemysłowe lub pokolejowe, które jeszcze nie zostały ponownie zagospodarowane). Do cennych przyrodniczo zalicza się także obszary świadomie kształtowane przez człowieka, zwłaszcza stare, rozległe parki, które z wiekiem nabierają coraz większych wartości przyrodniczych (pod warunkiem, że nie są zbyt agresywnie pielęgnowane).

Teoria, a właściwie kilka teorii, które uzasadniły potrzebę oraz legły u podstaw tworzenia sieci ekologicznych ze wspomnianych wcześniej obszarów, wywodzi się z biogeografii, ekologii i ekologii krajobrazu. Obecnie teorie te zostały przejęte przez stosunkowo nową dyscyplinę naukową nazywaną ekologią miasta<sup>5</sup>.

W licznych już dziś pracach opublikowanych zarówno w ramach ekologii krajobrazu, jak i ekologii miasta znaleźć można wiele odwołań do wspomnianych wcześniej teorii stanowiących ideologiczną i metodyczną podstawę tworzenia sieci ekologicznych nie tylko na obszarach zurbanizowanych. W pracach o charakterze przeglądowym lub dotyczących ogólnych założeń sieci (Szulczewska 2001, 2002, Opdam i in. 2006), a często także i we wprowadzeniach do opisów przypadków projektowania sieci ekologicznych w konkretnych miastach najczęściej znaleźć można odwołania do następujących teorii:

- biogeograficznej wysp (MacArthur i Wilson 2001), która zakłada, że bogactwo i zróżnicowanie gatunków na wyspie jest zależne od trzech zasadniczych czynników: powierzchni wyspy, stopnia izolacji wyspy od kontynentu oraz jej wieku. Wskazuje ona zatem na związki powierzchni obszaru, stopnia jego izolacji od innych podobnych obszarów oraz wieku z bogactwem gatunkowym i możliwością przetrwania poszczególnych gatunków na tym obszarze;
- modelu „płatów i korytarzy” (Forman i Godron 1981, 1986, Forman 1995), według którego w krajobrazie można wyróżnić trzy zasadnicze elementy: płaty, ko-

<sup>5</sup> Należy zaznaczyć, że ekologia miasta ma dwa zakresy problemowe: szerszy, w którym przedmiotem zainteresowania są mechanizmy funkcjonowania miasta i jego podsystemów (różnie zdefiniowanych), bilanse materialno-energetyczne uwzględniające energię „naturalną” oraz subwencję energetyczną, szacowanie „śladu ekologicznego miasta”, oraz węższy, w którym przedmiotem zainteresowania są występujące w mieście ekosystemy, roślinność, fauna, siedliska, struktura przyrodnicza obszarów zurbanizowanych; jest to w ujęciu Sukoppa (1998) specjalizacja ekologii krajobrazu, której rozwój następuje poprzez badania ekologiczne terenów zurbanizowanych. Ze względów praktycznych dla rozróżnienia zakresów problemowych ekologii miasta, Tjallingii (1995) proponował posługiwanie się określeniami ekologia w mieście i ekologia miasta. Niestety, propozycja ta nie została powszechnie zaakceptowana i w związku z tym nadal mamy do czynienia z podwójnym znaczeniem terminu ekologia miasta.



rytarze oraz matrix (matrycę)<sup>6</sup>. Za podstawę identyfikacji przyjęto odmienność fizjonomyczną ekosystemów. Rozmieszczenie tych elementów w przestrzeni ma kluczowe znaczenie dla przepływu energii, materii i informacji. Ten właśnie model uznano za jeden z podstawowych dla tworzenia sieci ekologicznych;

- metapopulacji (Opdam i in. 1993), która zakłada, że jeśli w krajobrazie istnieje zbiór niewielkich populacji lokalnych jakiegoś gatunku (tzw. subpopulacje), to mogą one łącznie tworzyć tzw. metapopulację. Warunkiem jest zachowanie powiązań przestrzennych lub/i funkcjonalnych między tymi subpopulacjami (istnienie dróg migracji osobników). Jeśli nastąpi zagłada jednej lub kilku subpopulacji (np. w wyniku pożaru lub powodzi), to, dzięki przepływowi osobników między siedliskami zajmowanymi przez poszczególne subpopulacje, następuje szybka rekolonizacja „obszarów zagłady” i dzięki temu metapopulacja trwa dalej.

Praktycznym efektem rozwoju wspomnianych wcześniej teorii stała się koncepcja sieci ekologicznej, czyli struktury przestrzennej świadomie kształtowanej – zwykle, choć nie tylko, w ramach opracowywania planów zagospodarowania przestrzennego. Głównym celem jej tworzenia jest zapewnienie względnej trwałości i stabilności funkcjonowania krajobrazu poprzez zachowanie przestrzennie powiązanych obszarów naturalnych oraz półnaturalnych, charakteryzujących się bogactwem gatunkowym i stabilnością funkcjonowania ekosystemów występujących w ich obrębie.

Użycie w niniejszym wywodzie terminu sieć ekologiczna zostało podyktowane chęcią syntetycznego określenia całej grupy koncepcji i modeli, które powstały w różnych krajach, różnych okresach i pod różnymi nazwami. I choć różnią się one nie tylko nazwami, ale także metodami identyfikacji i założeniami dotyczącymi funkcjonowania całej struktury, które zależą w znacznym stopniu od skali, w jakiej sieć jest projektowana, to jednak wywodzą się z podobnych założeń i mają podobne cele.

Mówiąc o ogólnej koncepcji sieci ekologicznej, trzeba wyraźnie podkreślić, że choć większość opracowanych już projektów koncentruje się na jej funkcjach biologicznych, czyli na zapewnieniu miejsc przetrwania i dróg migracji gatunków, to są też koncepcje obejmujące inne nośniki materii i energii w przyrodzie: wodę i powietrze atmosferyczne. Jest ich jednak niewiele i ten pierwszy typ uznać należy za dominujący.

<sup>6</sup> Płat jest definiowany jako powierzchnia różniąca się w swym wyglądzie od otoczenia; zazwyczaj podstawą jego identyfikacji jest występowanie konkretnej fitocenozy. Korytarz to najczęściej pas terenu wyraźnie różniący się od otoczenia, spełnia następujące funkcje: przewodzącą, siedliskową, filtru lub bariery, źródła i odbiornika; charakteryzują go dwie zasadnicze cechy: szerokość oraz stopień łączności; z ostatnią cechą wiąże się specyficzna forma korytarza tzw. stepping stones. Matryca stanowi dominujący przestrzennie element modelu, cechuje się znacznym stopniem spójności i jako nadrzędna funkcjonalnie wywiera wpływ na krajobraz. Identyfikacja matrycy na ogół nie stanowi problemu. Według Formana (1986), jeśli jesteś „in the middle of the nowhere” (pośrodku niczego), wówczas prawdopodobnie znajdujesz się w matrycy.

Początkowo sieci ekologiczne były projektowane dla terenów pozamiejskich. Obecnie są powszechnie tworzone także na obszarach zurbanizowanych. I w tym przypadku istnieje jednak ogromna różnorodność podejść, koncepcji i modeli, a także ich nazw własnych. Różnorodność tę potęguje to, że na modele i koncepcje teoretyczne nakładają się sieci zaprojektowane dla konkretnych miast (Szulczewska i Kaliszuk 2005, uzupełnione), przykładowo: Oslo: Blue-green structure, Helsinki: Green fingers/District parks, Utrecht: Green network, Gdańsk: OSTAB – Ogólnomiejski system terenów aktywnych biologicznie (1999), Katowice: ESOCh – Ekologiczny system obszarów chronionych (1997), Szczecin: ESZM – Ekologiczny system zieleni miejskiej (1999), Opole: ESP – Ekologiczny system przestrzenny, Warszawa: SPW – System przyrodniczy Warszawy (2001).

Porównania i analizy miejskich sieci ekologicznych w znacznym stopniu komplikuje to, że tylko niektóre z nich powstały jako struktury o funkcjach ściśle ekologicznych<sup>7</sup>. Wiele, z założenia, ma pełnić także inne funkcje, a przede wszystkim funkcję rekreacyjną. Stąd też w literaturze przedmiotu korzenie i ewolucja koncepcji miejskiej sieci ekologicznej bywa przedstawiana w sposób dość zróżnicowany. Nie chodzi tu oczywiście o artykuły i opracowania dotyczące modeli czy koncepcji systemu terenów zieleni lub terenów otwartych, ale o te publikacje, które wyraźnie nawiązują do koncepcji sieci ekologicznych<sup>8</sup>.

Maruani i Amit-Cohen (2007) w przeglądowym artykule poświęconym planowaniu terenów otwartych określają ten nurt determinizmem ekologicznym. Omawiają przy tym wiele znanych modeli (kliny zieleni, zielony pierścień, zielone serce), które nie wydają się spójne z koncepcją sieci ekologicznej. Do niej nawiązuje jedynie wspomniana przez cytowanych wcześniej autorów, bardzo popularna w USA koncepcja zielonych korytarzy – greenways (Ahern 1995).

Warto podkreślić, że w ostatnim dziesięcioleciu coraz mniej mówi się o sieciach ekologicznych czy też zielonych korytarzach, a coraz większą popularność, zarówno w rozważaniach teoretycznych, jak i praktyce, zdobywa koncepcja i termin zielona infrastruktura (Werquin – red., 2005, Ahern 2007, Green infrastructure and territorial cohesion 2011, Zielona infrastruktura – zwiększanie kapitału naturalnego Europy 2013).

Decyzja o przejęciu terminu infrastruktura do tej pory zarezerwowanego, przede wszystkim, dla infrastruktury technicznej, a w drugiej kolejności dla infrastruktury społecznej wynika z chęci podkreślenia znaczenia tej infrastruktury. Miasta nie mogłyby funkcjonować bez infrastruktury technicznej i społecznej. I taki właśnie przekaz

<sup>7</sup> Niektórzy autorzy używają także terminu funkcje przyrodnicze lub funkcje środowiskotwórcze.

<sup>8</sup> Choć oczywiście użyta w nich nazwa własna koncepcji może być inna – patrz system przyrodniczy miasta (Szulczewska i Kaliszuk 2005).

kryje się za terminem zielona infrastruktura – bez niej współczesne miasta także nie mogą albo nie powinny funkcjonować, z uwagi zarówno na konieczność poprawy warunków życia mieszkańców, jak i zmiany klimatyczne, do których miasta muszą się przygotować (Gill i in. 2007).

W licznych już obecnie publikacjach dotyczących zielonej infrastruktury stosunkowo trudno doszukać się jej precyzyjnej definicji. Przegląd tych publikacji prowadzi do wniosku, że w zasadzie stosowane są dwa sposoby definiowania przez wskazanie (Szulczewska 2009):

- celu: system podtrzymujący życie obszaru, gwarantujący prawidłową ochronę walorów przyrodniczych i różnorodności biologicznej, dostarczający korzyści środowiskowych, społecznych, ekonomicznych, kształtujący strukturę przestrzenną itp.,
- elementów: parki, tereny otwarte, zbiorniki wodne, zarośla, drzewa przyuliczne, ogrody działkowe, dzielnice willowe, cmentarze, tereny rolne itp.

Często występują oba rozwiązania w jednej definicji, a zatem pojawia się w niej zarówno cel, jak i elementy.

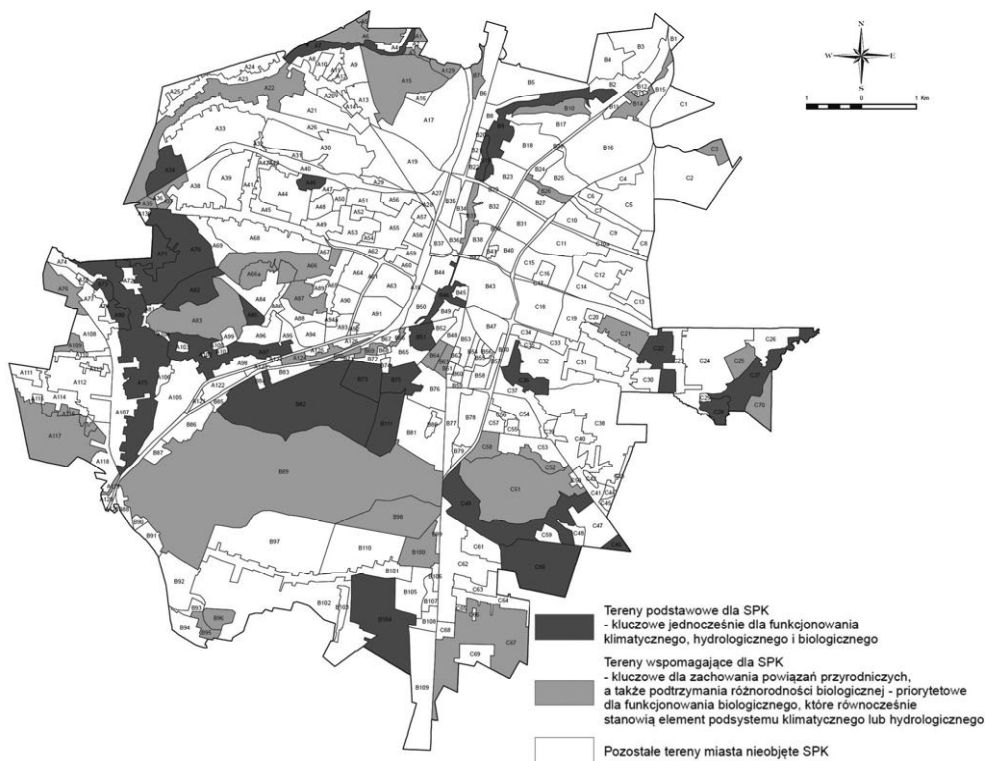
Bardzo wyraźnie trzeba też podkreślić, że zielona infrastruktura choć ma pełnić także funkcję sieci ekologicznej, jest z definicji wielofunkcyjna. To zaś powoduje, że przy jej kształtowaniu stosować trzeba – w gruncie rzeczy jednocześnie – wiele kryteriów wywodzących się z różnych dziedzin wiedzy<sup>9</sup>. Nietrudno też wyobrazić sobie, że dla konkretnych obszarów (elementów zielonej infrastruktury) kryteria te mogą prowadzić do dylematów dotyczących ich funkcji, użytkowania i zagospodarowania. Stąd też wynika zasadnicza, praktyczna trudność wprowadzenia koncepcji w życie.

W Polsce zarówno sama koncepcja, jak i termin nie są jeszcze rozpowszechnione i przez to bywa, że są traktowane z pewną podejrzliwością. Nie oznacza to jednak, że problematyka kryjąca się za terminem zielona infrastruktura nie jest w Polsce uprawiana.

W teorii i praktyce planowania przestrzennego od lat 80. XX wieku funkcjonują w Polsce koncepcje sieci ekologicznych o różnych nazwach. Dotyczy to zarówno teoretycznych modeli oraz koncepcji, jak i rozwiązań planistycznych w różnych miastach (Andrzejewski 1980, Skibniewska 1980, 1990, Biernacki 1990, Wolski i in. 1990, Szulczewska i Kaftan – red., 1996, Przewoźniak 2002). Podstawowym celem tworzenia sieci we wszystkich omawianych tu koncepcjach jest zapewnienie warunków migracji żywych organizmów. W niektórych koncepcjach cele te są roz-

<sup>9</sup> np.: kryteria społeczne związane z dostępnością terenów rekreacyjnych, kryteria ekonomiczne związane z zasadnością utrzymania takich elementów zielonej infrastruktury, jak pola uprawne czy łąki, kryteria konserwatorskie związane z ochroną siedlisk i gatunków itp.

szerzane także na kreowanie warunków regeneracji i przemieszczania się mas powietrza oraz regulowania stosunków wodnych. Oczywiście, uwzględniane są także liczne funkcje społeczne, które muszą być w miastach realizowane. Jednak, co trzeba podkreślić, miejskie sieci ekologiczne rozwinęły się jako struktury wzmacniające przede wszystkim przyrodnicze funkcjonowanie miast (rys. 2.1)<sup>10</sup>.



**Rysunek 2.1.** System przyrodniczy Kielce (źródło: Opracowanie ekofizjograficzne wykonane na potrzeby Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego miasta Kielce – Aktualizacja. Katedra Architektury Krajobrazu, Wydział Ogrodnictwa, Biotechnologii i Architektury Krajobrazu SGGW, Warszawa 2012)

Przedstawiony wywód prowadzi do wniosku, że w literaturze przedmiotu funkcjonuje bardzo wiele bliskoznacznych terminów i kryjących się za nimi możliwości interpretacji terminu struktura przyrodnicza miasta. Uogólniając, można przyjąć, że istnieją dwa zasadnicze sposoby rozumienia tego pojęcia:

<sup>10</sup> Szersza analiza polskich koncepcji zawarta jest w pracach Szulczewskiej (2001, 2002), Kaliszuk (2003) oraz Szulczewskiej i Kaliszuk (2005).

- wszystkie – różne, choć oczywiście z przyrodniczego punktu widzenia zidentyfikowane i opisane obszary miejskie (jednostki morfologiczne, jednostki krajobrazowe),
- wybrane (różnymi metodami) obszary miejskie, których nadrzędną funkcją jest stabilizacja procesów przyrodniczych.

## **2.2. Rola osiedlowych terenów biologicznie czynnych w kształtowaniu struktury przyrodniczej miasta – ujęcie teoretyczne**

Zależnie od przyjętego sposobu analizowania struktury przyrodniczej miasta, a także od sposobu myślenia o koncepcji rozwoju lub przekształcania współczesnych miast zmieniać się będzie formalna pozycja i znaczenie osiedla mieszkaniowego, a w zasadzie jego terenów biologicznie czynnych, dla planowego kształtowania tej struktury. Nie bez powodu użyto tu sformułowania pozycja formalna. Trudno bowiem zaprzeczyć, że wysycenie przestrzeni osiedli mieszkaniowych roślinnością będzie zawsze istotne dla funkcjonowania struktury przyrodniczej miasta. Jednak z punktu widzenia przyjmowanych w badaniach, koncepcjach rozwoju i dokumentach planistycznych zasad i założeń badania lub/i kształtowania struktury przestrzennej, dokonane tu rozróżnienie formalne może mieć znaczenie.

W przypadku, gdy struktura przyrodnicza miasta jest definiowana jako układ obszarów o różnym stopniu występowania terenów biologicznie czynnych i różnych uwarunkowaniach funkcjonowania środowiska przyrodniczego, tereny osiedli mieszkaniowych stanowią znaczący element tej struktury. W pracy Gill i in. (2007) w ramach miejskich jednostek morfologicznych zidentyfikowanych w konurbacji Manchesteru (Greater Manchester) wykazano tereny mieszkaniowe w podziale na tereny o wysokiej, średniej i niskiej intensywności zabudowy. Tereny te uznane zostały przez autorów za szczególnie istotne z punktu widzenia funkcjonowania przyrodniczego miasta<sup>11</sup>, z uwagi na to, że zajmują niemal połowę powierzchni całej badanej aglomeracji.

Znaczenie tych terenów rozpatrywać należy w dwóch aspektach. Pierwszy dotyczy ich roli w tworzeniu pożądanych warunków życia dla mieszkańców osiedli. Potrzeba ta zidentyfikowana już w XIX wieku, stanowiąca podstawę, a w każdym razie istotne zagadnienie wielu, przyszłych teoretycznych koncepcji miasta przyszłości,

<sup>11</sup> W przypadku omawianej tu pracy chodzi zwłaszcza o modyfikowanie klimatu miasta – znaczenie terenów biologicznie czynnych dla obniżania temperatury powietrza w lecie, przeciwdziałania przesuszeniu gruntu, zmniejszania odpływu powierzchniowego.

kolejnych Kart Ateńskich oraz dokumentów programowych dotyczących kształtowania zabudowy mieszkaniowej (o czym szerzej traktował będzie następny rozdział), nie straciła nic na swojej aktualności. Zyskała jedynie nowy kontekst: przystosowanie struktury przestrzennej miast do minimalizowania niekorzystnych skutków prognozowanych zmian klimatycznych.

Konieczność uwzględnienia obu wspomnianych wcześniej aspektów (kształtowanie warunków życia, minimalizowanie skutków zmian klimatycznych), sprawia, że tereny zabudowy mieszkaniowej stanowią szczególny obszar ustalania udziału (wskaźnika) oraz sposobu zagospodarowania terenów biologicznie czynnych.

W przypadku, gdy termin struktura przyrodnicza miasta został użyty w znaczeniu sieci ekologicznej, czyli specyficznej struktury planowanej i utrzymywanej w celu stabilizacji procesów przyrodniczych w skali całego miasta, zmienia się formalna pozycja i znaczenie osiedlowych terenów biologicznie czynnych w tej strukturze. W większości koncepcji opracowanych dla poszczególnych miast polskich tereny zabudowy mieszkaniowej nie są włączane w sieci ekologiczne (systemy przyrodnicze/ekologiczne) miast. Można jednak zidentyfikować wyjątki od tej reguły. W Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego Białegoostoku (2005) uznano za właściwe włączenie do systemu przyrodniczego jednego z ekstensywnie zabudowanych osiedli mieszkaniowych, z zamiarem ukształtowania łącznika z lasami Puszczy Knyszyńskiej. W Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego Warszawy (2006, nowelizacja 2010) tereny planowanej zabudowy, w tym zwłaszcza mieszkaniowej, stanowią istotny element Systemu przyrodniczego Warszawy.

W teoretycznej koncepcji systemu przyrodniczego miasta (Szulczewska i Kalfan – red., 1996) włączenie terenów zabudowy mieszkaniowej do systemu uznano za całkowicie dopuszczalne, oczywiście pod warunkiem spełnienia pewnych kryteriów. Szczególnie cennymi elementami systemu mogą stać się stare dzielnice willowe, o wysokim wskaźniku terenów biologicznie czynnych, wielowarstwowej strukturze roślinności i dużym udziale starych drzew.

Z przytoczonych przykładów można wnioskować, że w przypadku kształtowania sieci ekologicznych włączanie istniejących lub/i projektowanych osiedli w sieć ekologiczną odbywa się w sytuacji, gdy osiedle to zachowuje duży udział terenów biologicznie czynnych (60–70%), a przede wszystkim strukturalne i funkcjonalne powiązanie z elementami sieci ekologicznej. Zabudowa kwartałowa, zamknięte osiedla otoczone murami nawet jeśli zachowują duży udział terenów biologicznie czynnych, nie spełniają (lub spełniają w bardzo ograniczony sposób) warunku łączności, istotnego dla kształtowania sieci ekologicznych.

Z przedstawionego wcześniej wyводу wynika, że postrzeganie osiedlowych terenów biologicznie czynnych jako elementów struktury przyrodniczej miasta jest uzależnione od sposobu interpretacji tego terminu. Trzeba też podkreślić, że niezależnie od przyjętej interpretacji potrzeba świadomego kształtowania przestrzeni osiedlowych wiąże się z ich wpływem na jakość życia mieszkańców osiedli, zatrzymywanie „na miejscu” wód opadowych oraz kształtowanie warunków bioklimatycznych. Możliwości świadomego „włączania” przestrzeni osiedlowych, zwłaszcza w przypadku drugiej interpretacji jej znaczenia, w strukturę przyrodniczą miasta jest bardzo mocno uwarunkowane kompozycją istniejącej zabudowy oraz przyjętą koncepcją rozbudowy lub/i przekształcania tkanki miejskiej. O koncepcjach tych oraz sukcesach i porażkach związanych z ich realizacją traktuje następny rozdział.

### **3. Kształtowanie struktury przyrodniczej na tle koncepcji rozwoju i przekształceń współczesnego miasta**

#### **3.1. Struktura przyrodnicza a struktura przestrzenna miasta**

Prowadzone analizy koncepcji rozwoju miast najczęściej koncentrują się na problemie formy jednostek osadniczych, czyli konfiguracji bryłowo-przestrzennej, odzwierciedlającej się w układzie budynków i otaczających je przestrzeni. Jednak dla bardziej wnikliwego opisu koncepcji miasta potrzebne jest analizowanie całej jego złożonej struktury przestrzennej. W przypadku miasta forma jest bowiem zaledwie częścią struktury, choć, trzeba przyznać, najmocniej oddziałuje na percepcję i ocenę przestrzeni, jest też w opisach różnych koncepcji rozwojowych najmocniej uwypuklana.

Wśród wielu ujęć badawczych, w których podkreśla się kwestię złożoności i zmienności jako istoty struktury przestrzennej, szczególnie przydatne wydają się te pozwalające na usystematyzowanie badań nad miastem. Dlatego zwraca uwagę koncepcja Chmielewskiego, w której na podstawie opisowej definicji miasta<sup>12</sup>, miejską strukturę przestrzenną podzielono na cztery kategorie (substruktury): prawną, funkcjonalną, społeczną i fizjonomiczną (Chmielewski 2001)<sup>13</sup>.

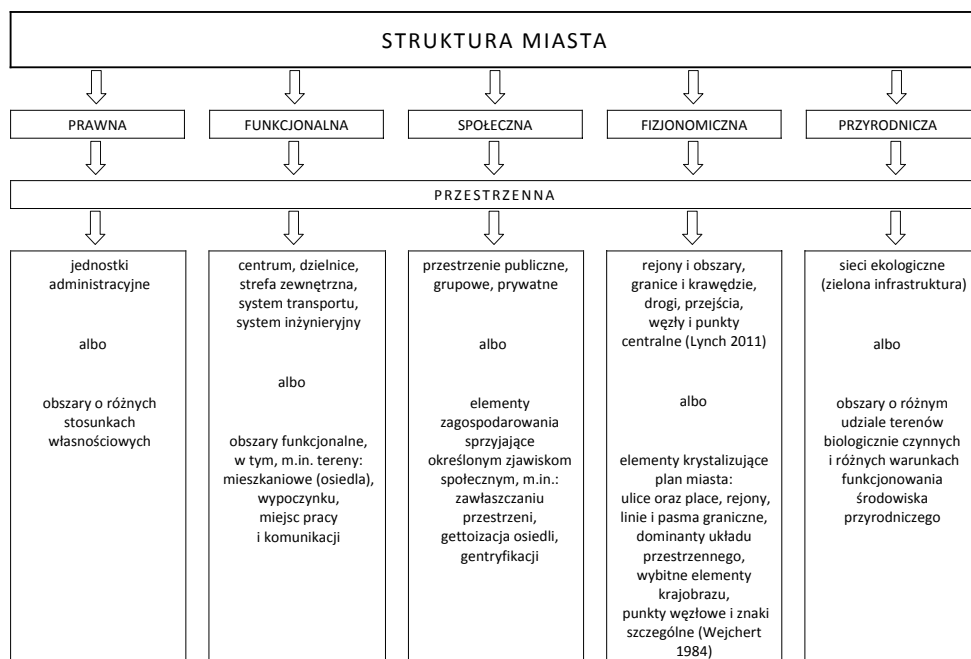
<sup>12</sup> Jan Maciej Chmielewski (2001) powołuje się na definicję miasta sformułowaną Kazimierza Dziewońskiego (1956). Według tej definicji: „miasto jest historycznie ukształtowanym typem osiedla, wyznaczonym istnieniem konkretnej społeczności cząstkowej, skoncentrowanej na określonym obszarze, o odrębnej organizacji, uznanej prawnie oraz wytwarzającej w ramach swojej działalności zespół trwałych urządzeń materialnych o specyficznej fizjonomii, która odzwierciedla odrębny typ krajobrazu” (za Chmielewski 2001, s. 23).

<sup>13</sup> Struktura prawna odzwierciedla stosunki własnościowe i administracyjne. Może być wyrazem administracyjnego wydzielenia miasta, lecz najczęściej jest wiązana z podziałem prawnym terenu na działki o różnym charakterze własności i stanie władania. Funkcjonalna strukturalizacja przestrzeni miejskich może być wyrażona strefami o różnej charakterystyce zagospodarowania lub poprzez opis funkcji poszczególnych terenów. Struktura społeczna miasta jest wyrazem relacji i zachowań rozmaitych grup – system użytkowania terenów musi być oparty bowiem na niedwuznacznej klasyfikacji określającej strefy użytkowania prywatnego, grupowego i publicznego. Fizjonomia przestrzeni miejskiej, czyli obraz miasta, zależy od cech poszczególnych miejsc w tej przestrzeni.



Zgodnie z tak przyjętą klasyfikacją, analizowanie zagadnień dotyczących zieleni i terenów otwartych, wiązałoby się ze strukturą funkcjonalną, w której tereny wypoczynku, rekreacji, sportu, tereny zieleni miejskiej i inne tereny aktywne przyrodniczo są włączane w jedną z kategorii przeznaczenia lub użytkowania terenu. Takie ujęcie wydaje się jednak niewystarczające i wymaga korekty. Od kilkudziesięciu już lat tereny przyrodniczo aktywne są w miastach rozpatrywane także z punktu widzenia ich ekologicznej i środowiskotwórczej roli. Ostatnio wielkiego znaczenia nabrały one w kontekście przygotowywania miast do przewidywanych zmian klimatycznych.

Zasadność wydzielenia problematyki dotyczącej ekologicznych uwarunkowań rozwoju urbanistycznego i podkreślenia roli każdego skrawka terenu w systemie przyrodniczym, skłania do rozszerzenia zakresu pojęcia struktury przestrzennej. Oznacza to więc konieczność brania pod uwagę również struktury przyrodniczej miast w szerokim znaczeniu – opisanym we wcześniejszym rozdziale – i uwzględniania jej zarówno przy ocenie ich możliwości rozwojowych, jak i podejmowaniu określonych decyzji przestrzennych. Zagadnienie to jest szczególnie ważne przy analizie zagospodarowania terenów o przeważającej funkcji mieszkaniowej, bowiem pośrednio świadczy również o jakości środowiska zamieszkania (rys. 3.1).



**Rysunek 3.1.** Schemat zakresu pojęciowego struktury przestrzennej miasta na podstawie opracowania Chmielewskiego (2001), z rozszerzeniem o strukturę przyrodniczą i większy zakres alternatywnych elementów analizy w ramach poszczególnych substruktur (źródło: opracowanie własne)

### 3.2. Tereny biologicznie czynne<sup>14</sup> w strukturze miasta w XX wieku

Relacje struktury przyrodniczej i przestrzennej w koncepcjach rozwoju miast są w dużej mierze wynikiem różnego sposobu rozumienia priorytetów rozwojowych, wizji estetycznych i poglądów zmieniających się w czasie.

Wszystkie XX-wieczne koncepcje, zarówno te z początku wieku<sup>15</sup>, jak i późniejsze, dotyczące poprawy warunków zamieszkania w miastach mniej lub bardziej wpłynęły na strukturę współczesnych miast. Choć sporym uproszczeniem jest przywoływanie tylko wybranych przełomowych idei, to jednak niektóre z nich wywołały takie następstwa, których skutki odczuwamy do dziś i o tych trzeba wspomnieć, analizując strukturę współczesnego miasta. Wyłoniły się one wskutek sekwencji wielu złożonych procesów, ale też działań pojedynczych architektów i urbanistów, a za najmocniej oddziałujące idee uznać należy koncepcję miasta-ogrodu oraz zasady sformułowane w Karcie Ateńskiej.

Koncepcję miasta-ogrodu Ebenezera Howarda<sup>16</sup> należy wyróżnić z wielu względów (rys. 3.2, 3.3). Nie tylko dlatego, że doczekała się licznych kontynuacji<sup>17</sup> i na bazie sformułowanych w niej zasad zbudowano wiele miast w Anglii<sup>18</sup> i całej Europie, w tym także w Polsce<sup>19</sup>. Istotniejszy jest fakt, że jej podstawowym założeniem było stworzenie idealnego środowiska mieszkania w bliskości z naturą (Ostrowski 1996).

Wywołała ona lawinę rozmaitych konsekwencji, a w tym:

- skutkowało budowaniem nowych jednostek osadniczych poza miastem; można by więc uznać tę wizję za pierwowzór koncepcji rozwoju policentrycznego miast, o ile wiązałyby się z budową pełnych struktur miejskich, jednak w sytuacji, gdy tę ideową koncepcję realizowano później zaledwie szczątkowo, trak-

<sup>14</sup> W czasach kształtowania się omawianych tu koncepcji pojęcie terenów biologicznie czynnych nie było jeszcze stosowane, aczkolwiek można je utożsamiać z zielenią miejską.

<sup>15</sup> Andrzej Gawlikowski (1992) wyodrębnia trzy nurty w projektowaniu urbanistycznym, będącym formą protestu przeciw niezadawalającej rzeczywistości miast końca XIX wieku: osiedla przyfabryczne realizowane jako kontynuacja idei utopistów, przekształcenia wielkich miast istniejących oraz poszukiwanie wzorca nowego miasta idealnego.

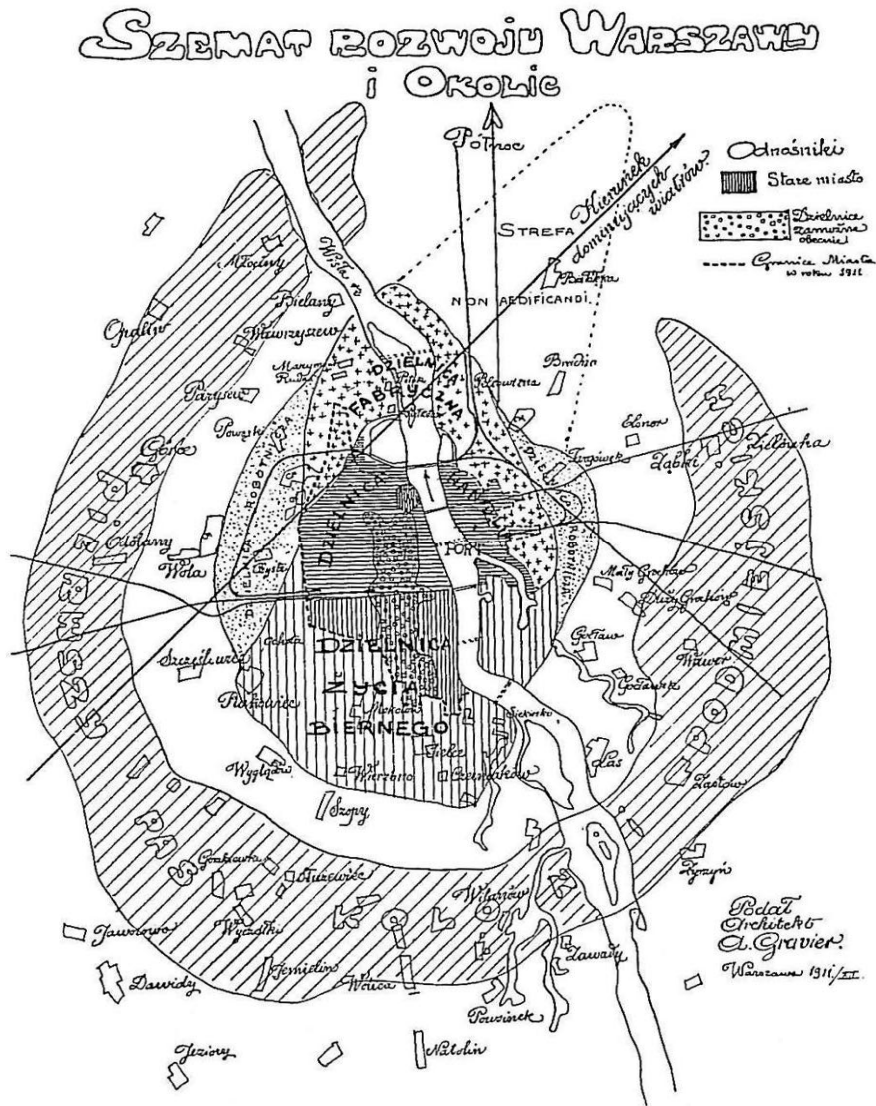
<sup>16</sup> Koncepcja ta została opublikowana w 1898 roku po nazwą *Tomorrow: a Peaceful Path to Real Reform*, a bardziej znana jest pod tytułem wydania z 1902 roku: *Garden Cities of Tomorrow*, San Sonnenschein, London, wyd. polskie: *Miasta Ogrody Przyszłości*, przekład Czyżewski (2009).

<sup>17</sup> Władysław Czarnecki (1964) opisuje dalszy rozwój idei miasta-ogrodu i systemów satelitarnych.

<sup>18</sup> Już w 1913 roku w samej Anglii doliczono się 60 miast-ogrodów – w rzeczywistości przedmieść i osad ogrodowych (Czyżewski 2009).

<sup>19</sup> W Polsce idee E. Howarda zastosowano m.in. w projekcie miasta-ogrodu Ząbki, autorstwa T. Tołwińskiego (projekt z 1912 r.) i zrealizowanym projekcie A.A. Jawornickiego miasta-ogrodu Podkowa Leśna (projekt z 1913 r.).

tując ją jedynie jako inspirację dla określenia formy zagospodarowania osiedli mieszkaniowych, można przyjąć, że był to również początek zjawiska nasilonej suburbanizacji<sup>20</sup>;



**Rysunek 3.2.** Szkic całościowej koncepcji nowych lokalizacji dla zespołów osadniczych wokół Warszawy tworzących pierścien miast-ogrodów według Alfonsa Gravier (źródło: Gravier 1912)

<sup>20</sup> Suburbanizacja – zjawisko przenoszenia się ludności i instytucji na zewnątrz miasta, poza granice administracyjne dzielnic centralnych.



**Rysunek 3.3.** Letchworth – pierwsze zrealizowane miasto-ogród; stan obecny (fot. J. Solarek)

- ❑ przyczyniła się do szerokiego rozpowszechnienia wizji mieszkania w otoczeniu przyrody i środowisku o wysokiej jakości, co wraz z rozwojem transportu istotnie wpłynęło na trendy rozwojowe miast;
- ❑ doprowadziła do stworzenia swoistego kodu urbanistycznego odwołującego się do tradycyjnych pojęć urbanistycznych, takich jak ulica, skwer czy kwartał zabudowy, i równocześnie wnoszącego nowe elementy, takie jak sięgacz ekologiczny czy wewnętrzny zieleniec.

Wiele założeń idei miasta-ogrodu jest obecnie stosowanych przez zwolenników koncepcji miasta zwartego i Nowego Urbanizmu, opisanych w dalszej części rozdziału.

Zielone miasta ery modernizmu powstały w efekcie stosowania zasad sformułowanych w Karcie Ateńskiej. Już nieco wcześniej, bo na przełomie wieków XIX i XX, niektóre projekty miast idealnych miały pewne cechy charakterystyczne dla okresu wczesnego modernizmu:

- ❑ strefowanie funkcjonalne,
- ❑ otoczenie zabudowy mieszkaniowej terenami biologicznie czynnymi,
- ❑ priorytet kształtowania odpowiednich warunków zamieszkania w zdrowym środowisku.

Niezwykle istotne dla wielu późniejszych koncepcji miasta, a szczególnie sposobu kształtowania osiedli mieszkaniowych, było sformułowanie przez amerykańskiego urbanistę Clarence Perry'ego pojęcia jednostki sąsiedzkiej<sup>21</sup>.

<sup>21</sup> Clarence Perry opracował w 1923 roku schemat Neighborhood Unit (jednostka sąsiedzka) tłumaczący zasady kształtowania jednostek sąsiedzkich; schemat ten został zastosowany w 1929 roku w projek-

Coraz powszechniejszy stawał się pogląd o konieczności podziału miasta na strefy funkcjonalne. To wiązało się z wprowadzaniem pasów zieleni – najczęściej parków, terenów sportowych lub nieurządzonych terenów otwartych mających za zadanie izolowanie poszczególnych stref funkcjonalnych między sobą. Rozrastające się arterie komunikacyjne również wymagały stosowania pasów zieleni izolacyjnej. Tak więc zieleń stała się niejako rusztem konstrukcyjnym całych założeń urbanistycznych, bardziej wyrazistym niż ulice w XIX-wiecznym mieście.

Jedną ze znaczących i symptomatycznych realizacji tego okresu była budowa miasta Radburn<sup>22</sup> w USA około 1929 roku. Zastosowano w nim niektóre pomysły organizacyjne przestrzenne znane z miast-ogrodów. Lecz dodatkowo, co było rozwiązaniem wcześniej nieznanym, wprowadzono funkcjonalną hierarchię ulic oraz oddzielono ruch kołowy od pieszego. Zlokalizowano jednostki mieszkalne pomiędzy trasami przelotowymi. Był to załączek superbloku<sup>23</sup> – stosowanego później przy projektowaniu osiedli mieszkaniowych, a także początki myślenia o mieście funkcjonalnym<sup>24</sup>.

Od czasu sformułowania koncepcji jednostki mieszkalnej i superbloku sytuowanie terenów rekreacyjnych w pobliżu miejsca zamieszkania stało się naczelną zasadą kształtowania środowiska zamieszkania, a w Polsce jest takim paradygmatem do dziś.

Spośród licznych cech urbanistyki ery modernizmu oraz skutków wdrażania tej idei i ważniejszych dla niej wydarzeń, wymieniono niżej kilka tych, które szczególnie mocno wpłynęły na współczesne miasta.

Wybitnym osiągnięciem pierwszych lat XX wieku – niezwykle istotnym dla kwestii struktury przyrodniczej, była koncepcja miasta rozluźnionego. Sformułowali ją Eliel Saarinen i Erich Gloeden, a zrealizowana została w projekcie Wielkich Helinek z 1918 roku. Tereny zieleni, stanowiące układy ciągłe, rozdzielają tu poszcze-

---

tach dla Nowego Jorku, a opublikowany w 1929 roku (Wojtkun 2004). Jednostka sąsiedzka miała być podstawowym modulem organizacyjnym w projektowaniu urbanistycznym, a w szczególności w projektowaniu osiedli mieszkaniowych. Każda jednostka, w której centrum znajdowały się usługi podstawowe, składała się z mniejszych enklaw wyposażonych we wspólne tereny zieleni – skwery i parki, integrujące lokalną społeczność. Jedną z zasad kształtowania jednostki sąsiedzkiej mówiła, że około 10% jej powierzchni powinny zajmować parki i tereny rekreacji.

<sup>22</sup> Miasto Radburn zostało zaprojektowane niedaleko Nowego Jorku przez amerykańskich architektów – C. Stein i H. Wright, przy współpracy brytyjskich (B. Parker i R. Unwin), autorów miasta-ogrodu Letchworth.

<sup>23</sup> Superblok – jednostka mieszkalna (bardzo duży kwartał) położona wewnątrz terenu ograniczonego arteriami dla ruchu tranzytowego, z dużą ilością wspólnej zieleni i terenami rekreacji, zastosowana w wielu osiedlach mieszkaniowych.

<sup>24</sup> Miasto funkcjonalne – idea miasta, które jako jednostka funkcjonalna powinno mieć wyraźnie wyodrębnione strefy o funkcjach: mieszkania, pracy, wypoczynku, ruchu. Idea ta została opublikowana w Karcie Ateńskiej.

gólne dzielnice miasta<sup>25</sup>. System zieleni, jako bariera chroniąca obrzeża miast przed rozprzestrzenianiem się zabudowy, stał się również elementem powojennego planu przebudowy Londynu i jego regionu, opracowanego przez Patricka Abercrombie'go w 1944 roku. Potrzeba ujęcia zieleni w systemy została powszechnie uznana. Tadeusz Tołwiński, mówiąc o terenach zielonych, podkreślał konieczność ich racjonalnego i przemyślanego układu, a więc wytworzenia systemu tych terenów<sup>26</sup>.

Realnym osiągnięciem w poprawie warunków mieszkaniowych w miastach było przyjęcie w okresie wczesnego modernizmu, tj. na początku XX wieku (na przykład w 1925 roku w Niemczech) nowych ustaw budowlanych oraz coraz szersze propagowanie budowy osiedli mieszkaniowych<sup>27</sup>, tworzących właściwe środowisko zamieszkania. Był to również kolejny krok ku nowemu sposobowi traktowania relacji zabudowy i zieleni, rozmaicie jednak realizowany, na przykład:

- w Wiedniu realizowana była zabudowa obrzeżna, wpisana w strukturę istniejącego miasta, wyznaczająca duże zielone dziedzińce („hof”) z usługami socjalnymi i zielenią<sup>28</sup>;
- w Niemczech i niektórych innych miastach europejskich stosowano luźną zabudowę wielorodzinną, głównie o układzie grzebieniowym, otoczoną zielenią<sup>29</sup>; forma ta całkowicie przełamywała dotychczasową koncepcję obrzeżnej zabudowy bloku (kwartału);
- w ramach Bauhausu<sup>30</sup> prowadzono studia nad optymalnym nasłonecznieniem budynków i odpowiednim ich usytuowaniem w tym kontekście.

<sup>25</sup> Idea miasta rozluźnionego, inaczej zwana koncepcją ograniczonej decentralizacji, polegała na organizacji systemu półautonomicznych dzielnic miejskich o funkcji mieszkania, zatrudnienia i obsługi, przedzielonych niedużymi terenami zielonymi (około 1 km<sup>2</sup>). W ten sposób powstawała rozczłonkowana struktura miasta.

<sup>26</sup> Tadeusz Tołwiński (1963, s. 299) tak pisał o terenach zieleni: „Nie mogą one bowiem stanowić tylko przypadkowej sumy obszarów ogrodów użytkowych, handlowych, prywatnych ogrodów ozdobnych, ściśle odgrodzonych instytucji publicznych, niewielkich skwerów miejskich lub nie zabudowanych działek budowlanych. Układ tych terenów powinien umożliwić wszechstronne korzystanie z zieleni mieszkańcom miast i uaktywnić je dla celów kulturalnych, społecznych i estetycznych”.

<sup>27</sup> Osiedle mieszkaniowe miało charakteryzować się monofunkcyjnością – ujednoliconą zabudową mieszkaniową, z niezbędnym programem obsługującym i usługami podstawowymi, a także zielenią.

<sup>28</sup> np. Karl Marx Hof zaprojektowany przez K. Ehna (1927–1930) czy Friedrich Engels-Platz projektu R. Perco (1930–1933).

<sup>29</sup> m.in.: osiedle Britz w Berlinie projektu B. Tauta, M. Wagnera, E. Engelmana i E. Fangmeyera, osiedle Dammerstock w Karlsruhe zaprojektowane przez O. Haeslera i W. Gropiusa, zespoły w Rotterdamie według projektu P. Ouda z 1925 roku, a w Polsce: w Łodzi zespół „Polesie” zaprojektowany w 1928 roku przez R. Gutta i J. Jankowskiego czy w osiedlach WSM w Warszawie z lat 30. XX wieku.

<sup>30</sup> Bauhaus – uczelnia artystyczna założona w Weimarze w 1919 roku, później nazwa grupy architektów i kierunku w architekturze powiązanego z modernizmem, promująca m.in. funkcjonalizm.

Przełomowym momentem w rozwoju myśli urbanistycznej skutkującym poważnymi przeobrażeniami struktur urbanistycznych i nowym traktowaniem zieleni w mieście było opublikowanie Karty Ateńskiej, przyjętej po IV Kongresie Nowoczesnej Architektury (CIAM) w 1933 roku. Wskazywano w niej, m.in. takie zasady projektowania, które w znacznym stopniu wpłynęły na strukturę miast Europy i świata, w tym ich strukturę przyrodniczą (Syrkus 1984). Te ważniejsze, to:

- podział miasta na wyraźnie strefy funkcjonalne, rozdzielone zielenią,
- rozluźnienie zabudowy poprzez stosowanie zasady izolacji zielenią wszystkich funkcji konfliktowych oraz pojedynczych budynków między sobą (rys. 3.4).



**Rysunek 3.4.** Osiedle przy ulicy Bernardyńskiej w Warszawie wybudowane w latach 70. XX wieku zgodnie z zasadami Karty Ateńskiej (fot. K. Solarek)

Realizacja postulatów zawartych w Karcie Ateńskiej przesądziła o segregacji obszarów funkcjonalnych miast jako naczelnej zasadzie kształtowania struktury przestrzennej. Negatywnymi skutkami wdrażania tej koncepcji były, m.in. anonimowość przestrzeni miejskich, zanik związków sąsiedzkich, wywołanie wzmożonych przemieszczeń ludności oraz zajmowanie coraz większych terenów pod zabudowę, co negatywnie wpływało bezpośrednio na środowisko przyrodnicze.

Ruch nowoczesny umocnił tendencję do traktowania zieleni jako elementu poprawiającego warunki życia w mieście i otaczającego zabudowę (Syrkus 1984). W trosce o właściwe ze względów zdrowotnych lokalizowanie zabudowy mieszkaniowej autorzy Karty Ateńskiej domagali się projektowania towarzyszących jej terenów zielonych. Zwracali również uwagę na możliwości, jakie daje budowanie wysokich budynków, które usytuowane w dużej odległości jedne od drugich uwalniają teren na dużej powierzchni zieleni. Wyrażono też troskę o zapewnienie cotygodniowego wypoczynku mieszkańcom miast w miejscach odpowiednio przygotowanych.

Zalecano łączenie zieleni towarzyszącej zabudowie mieszkaniowej z zielenią przy placówkach usługowych, szkołach itp. Do miejskiej zieleni i jej systemów zaczęto więc przywiązywać olbrzymią wagę.

Na bazie zasad i idei modernizmu oraz funkcjonalizmu zbudowano nie tylko pojedyncze budynki i ich zespoły, w tym wielkie osiedla, ale też całe miasta, a w różnych częściach świata idea ta ewoluowała w różnym tempie i różnie była realizowana.

Przykładami dużych realizacji europejskich w duchu modernizmu są miasta angielskie zbudowane poza zielonym pasem otaczającym Londyn. Wyróżnia się Milton Keynes z 1967 roku – szczególnie ze względu na zaproponowane relacje do środowiska naturalnego. Wprowadzono tu segregację układów komunikacji, podział funkcjonalny, a przede wszystkim organizację zabudowy mieszkaniowej w dużych, skoncentrowanych grupach, rozdzielonych zielenią. „Budowniczość Milton Keynes przekształcała i wzbogaciła środowisko naturalne. Nie tylko urządziła pasma parkowe na terenie dwóch podmokłych dolin rzeczek, ale od pierwszych chwil budowy miasta sadziła na jego terenie niezliczone młode drzewka. Można by powiedzieć, że tworzą one element infrastruktury miasta, na równi z drogami, siecią kanalizacyjno-wodociągową, elektryczną i telefoniczną” (Ostrowski 1996, s. 130). Opis struktury tak zaplanowanego miasta został jednak rozszerzony o spostrzeżenia co do odczuć mieszkańców miasta. „Obawiają się wieczornych powrotów pieszo, zwłaszcza przejściami pod ulicami komunikacyjnymi. Obfite zazielenienie sprzyja chuliganom. Mieszkańcy miasta, a zwłaszcza przybysze, narzekają na łatwość pomylenia dróg, biegnących zielonymi korytarzami o identycznych rondach na skrzyżowaniach” (Ostrowski 1996, s. 130). Podobna krytyka spotkała wiele realizacji idei modernistycznych, choć wiele z ich założeń wyjściowych wydawało się słusznym.

Zgodnie z ideami ruchu nowoczesnego w Europie Zachodniej w okresie powojennym – głównie w latach 60. i 70. XX wieku – powstawały wielkie zespoły mieszkaniowe z budynkami zrealizowanymi w technologiach uprzemysłowionych. Wzorcem dla wielu realizacji była koncepcja jednostki marsylskiej<sup>31</sup> autorstwa Le Corbusiera. To wysoki, wolnostojący budynek mieszkalny, otoczony zielenią i terenami sportu, wyposażony w liczne usługi w tak szerokim zakresie, że miało to wykluczyć konieczność jego opuszczania. Autor „chciał, by wszyscy korzystali z radości, jakie daje przestrzeń, niebo i zieleń” (Ostrowski 1996, s. 157). Nie przyjął się jednak zaprojektowany przez Le Corbusiera sposób życia mieszkańców, zawiodła przewidziana organizacja zarządzania budynkiem, nie zaakceptowano rozległych, wspólnych, a raczej „niczyich” terenów zieleni. Projekt, choć śmiały i pierwotnie

<sup>31</sup> Pierwszy projekt zrealizowano w Marsylii w 1946 roku, kolejne – w Nantes-Rezé (1953), Briey (1957) i Firminy (1961), choć już w koncepcji pt. *Miasto współczesne dla trzech milionów mieszkańców*, z 1922 roku Le Corbusier przewidział podobny typ zabudowy.



entuzjastycznie przyjmowany, poniósł fiasko, a jego naśladownictwo – w bardziej lub mniej ograniczonej formie skompromitowało się tym bardziej.

W USA uważano, że koncepcja, promująca ideę miasta funkcjonalnego (City Functional) była konieczną reakcją na ideę City Beautiful Movement<sup>32</sup>, która przestała być adekwatna do sytuacji wymagających rozwiązań wielkoskalowych, uwzględniających potężne potrzeby komunikacyjne. W duchu tej idei narodził się więc ruch odnowy urbanistycznej i przebudowy miast tzw. Urban Renewal Movement, realizowany na wielką skalę i finansowany przez państwo, mający swoje apogeum w latach 50.–60. XX wieku (Brown i in. 2009). Podstawą wszelkich rozwiązań projektowych miała być segregacja funkcjonalna i podporządkowanie koncepcji urbanistycznych potrzebom transportowym, z dominacją olbrzymich arterii komunikacyjnych.

W Polsce początkowo powstawały wręcz modelowe koncepcje zespołów zabudowy realizowanych w duchu modernizmu, w tym osiedla o zindywidualizowanej, dostosowanej do sąsiedztwa formie. Należały do nich, przede wszystkim, tzw. osiedla społeczne, takie jak warszawskie Koło i Grochów oraz Rakowiec i Żoliborz, zrealizowane tuż przed II wojną światową i zaraz po jej zakończeniu<sup>33</sup>, a także osiedla Młynów, Muranów czy Wierzbno z lat 50. XX wieku. W późniejszych latach schematyczne i często powierzchownie stosowanie zapisów Karty, przy jednoczesnym inwestowaniu wbrew prawom gospodarki rynkowej, podporządkowaniu wszystkiego polityce i upadku gospodarczym, doprowadziły do deformacji nowych idei, a w rezultacie do degradacji miast, a w każdym razie wielu ich rejonów. W połowie XX wieku, gdy w Europie powoli odchodzono już od funkcjonalizmu jako naczelnej zasady projektowania architektonicznego i urbanistycznego, w Polsce dopiero zaczęto wdrażać go na wielką skalę, przy jednoczesnej powtarzalności zabudowy, opartej na zunifikowanych, ograniczonych systemowo, monotonna elementach. Powstawały anonimowe i niemal jednakowe w całym kraju „blokowiska”, zaniedbano natomiast, a często zniszczono tradycyjny, urozmaicony krajobraz miejski z wnętrzami placów i ulic, które w mieście historycznym były terenami ożywionych kontaktów społecznych. Ciekawym przykładem realizacji urbanistycznej, w której zaobserwować można niemal wszystkie przemiany „polskiego modernizmu”, jest miasto Nowe Tychy, zaprojektowane przez Hannę Adamczewską i Kazimierza

<sup>32</sup> Koncepcja mająca na celu upiększenie miast amerykańskich w celu integracji społecznej i państwowej, stworzona w USA w latach 1890–1900, w praktyce wyrażała się stosowaniem stylu neoklasycystycznego oraz monumentalnych budowli i założeń urbanistycznych.

<sup>33</sup> Teoria osiedla społecznego powstała podczas okupacji hitlerowskiej na terenie Warszawy, w Pracowni Architektoniczno-Urbanistycznej działającej od 1940 roku konspiracyjnie przy Warszawskiej Spółdzielni Mieszkaniowej (WSM) i Społecznym Przedsiębiorstwie Budowlanym (SPB) jako kontynuacja i rozwinięcie prac Polskiego Towarzystwa Reformy Mieszkaniowej (PTRM), założonego w 1928 roku dla rozwiązania problemów mieszkalnictwa w Polsce, zgodnie z ideami ruchu nowoczesnego, ale o ukierunkowaniu społecznym (Syrkus 1984).

Wejcherta (budowane od 1951 roku). Osnową całego układu przestrzennego były pasma zieleni łączące się z terenami parkowymi i rekreacyjnymi oraz lasami okalającymi miasto. Sieć ta częściowo odzwierciedlała się w układzie ciągów pieszych i rowerowych.

Zagubienie ludzkiej skali w projektowaniu, ekspansja miast i jednoczesna degradacja ich śródmieść, a także coraz gorsze efekty przestrzenne i społeczne stosowanych zasad doprowadziły wkrótce do wielkiej krytyki omawianej koncepcji. Wskutek tej kontestacji nasiliły się poszukiwania nowych wzorców miasta i zasad projektowania urbanistycznego. Koniec fascynacji funkcjonalizmem i modernizmem był więc jednocześnie początkiem epoki współczesnego nam planowania (rys. 3.5).



**Rysunek 3.5.** „Niczysza” zieleń w osiedlu przy ulicy Bernardyńskiej w Warszawie – znaczna rozległość terenów otwartych, duża skala zabudowy i nieczytelność przestrzeni grupowych uniemożliwiają nawiązywanie relacji sąsiedzkich, utrudniają organizację życia społecznego w osiedlu (fot. K. Solarek)

### **3.3. Od krytyki modernizmu i funkcjonalizmu do Nowego Urbanizmu**

Powszechna krytyka kierunków urbanizacyjnych na świecie nasiliła się począwszy od lat 70. XX wieku (Wallis 1987)<sup>34</sup>. W tym czasie ukazały się istotne opracowania, będące podstawą dyskusji o przyszłości miast<sup>35</sup>. Krytykowano rozmaite negatywne

<sup>34</sup> Głosy krytyczne pojawiały się już wcześniej. W 1956 roku José Luis Sert, zwolennik i propagator ruchu nowoczesnego w Stanach Zjednoczonych, podczas kongresu urbanistycznego w Harvardzie zwrócił uwagę na niebezpieczeństwo związane z nieprawidłowościami w rozwoju miast, a przede wszystkim z „rozlewaniem się” zabudowy na przedmieścia i stwierdził, że najlepszym sposobem walki o obronę jądra miasta przed odśrodkowymi siłami decentralizacji może być tylko recentralizacja (Brown i in. 2009).

<sup>35</sup> m.in.: Lynch (1960, 1981), wyd. polskie 2011, przekład: Kosiński, Jacobs (1961), Alexander i in. (1977), wyd. polskie 2008, przekład: Kaczanowska i in., Jencks (1984), wyd. polskie 1987, przekład: Gadomska.

skutki realizacji miast według zasad funkcjonalizmu, a koncentrowano się zwykle na trzech grupach najistotniejszych zagadnień:

- ❑ suburbanizacji,
- ❑ degradacji środowiska przyrodniczego,
- ❑ degradacji przestrzeni kulturowych.

Powstawać zaczęły przełomowe realizacje urbanistyczne odcinające się od spuścizny modernizmu<sup>36</sup>, miały też miejsce spektakularne wydarzenia będące wręcz manifestacją przeciwko jego ideom, polegające na wyburzaniu osiedli z lat 60. i 70. XX wieku<sup>37</sup>.

Również w Polsce, mimo obowiązującej doktryny modernistycznej oraz specyficznej sytuacji ekonomicznej, politycznej i społecznej, podejmowano próby działań na rzecz humanizacji środowiska zamieszkania i stosowania przynajmniej niektórych tradycyjnych form urbanistycznych – jak choćby poprzez wprowadzenie „uliczek mieszkaniowych” wyznaczonych dość kameralną zabudową mieszkaniową w projekcie dzielnicy Ursynów Północny w Warszawie<sup>38</sup>. Spektakularnym wydarzeniem był konkurs pt. Konfrontacje warszawskie 1986 (Gawlikowski 1992). Zwyciężyła w nim praca, w której ostentacyjnie odcięto się od idei modernizmu, przeprojektowując niemal modelową jej realizację – osiedle Za Żelazną Bramą w Warszawie<sup>39</sup>.

Przy okazji powrotu do stosowania tradycyjnych form urbanistycznych zaczęto coraz częściej rozpowszechniać przekonanie, że idea miasta zielonego upadła. Istotnie, przy stosowaniu obrzeżnej zabudowy i rehabilitacji tradycyjnej ulicy stała się ona trudna do realizacji. Stopniowo w projektowaniu urbanistycznym powracano do stosowania kwartału urbanistycznego i siatki urbanistycznej, gniazd i sięgaczy w zabudowie jednorodzinnej, a niekiedy również historyzujących form zabudowy. W Polsce w latach 90. XX wieku, wskutek mechanizmów wolnorynkowych i zbyt

<sup>36</sup> Z lat 70. XX wieku: Battery Park City w Nowym Jorku z 1979 roku autorstwa A. Coopera, we Francji – nowe miasta wokół Paryża, w tym Cergy-Pontoise oraz Saint Quentin en Yvelines, kwartał mieszkaniowy przy Vinetaplatz w Berlinie, projektu J.P. Kleihues (1974–1976), w Wiedniu przy Molitorgasse – Dopplergasse, osiedle w Killingworth koło Newcastle, projektu Ralpa Erskine’a.

<sup>37</sup> m.in.: zburzenie zespołu mieszkaniowego w St. Louis w USA (Pruitt-Igoe) oraz osiedli Killingworth Towers koło Newcastle i w Whitfield w Wielkiej Brytanii czy też Lyonie we Francji.

<sup>38</sup> Projekty wielkiej, monofunkcyjnej dzielnicy mieszkaniowej wybrano w trybie konkursów – w 1971 roku dla Ursynowa Północnego (autorzy: L. Borawski, A. Szkopem, J. Szczepanikiem-Dzikowskim, przy czym po śmierci L. Borawskiego głównym projektantem został M. Budzyński), w 1973 roku dla Ursynowa Południowego (autorzy: A. Fabierkiewicz, E. Sander-Kysiak, M. Świerczyński).

<sup>39</sup> W osiedle znanym pod nazwą Za Żelazną Bramą (Dzielnica Zachodnia Oś Saska) w Warszawie wybudowano na podstawie projektu konkursowego z 1961 roku zespół wolnostojących, długich, korytarzowych budynków mieszkalnych zlokalizowanych w sposób całkowicie zaburzający układ historycznej Osi Saskiej i przedwojennego układu ulic.

małego udziału sektora publicznego w inwestycjach miejskich oraz ich regulowaniu, dochodziło jednak często do wielu patologicznych rozwiązań, zazwyczaj ze szkodą dla środowiska naturalnego i kosztem utraty terenów biologicznie czynnych w środowisku zamieszkania. Negatywna ocena efektów budowania w duchu modernizmu i funkcjonalizmu nie doprowadziła w Polsce do stworzenia żadnych koncepcji na przyszłość (rys. 3.6).



**Rysunek 3.6.** Osiedle na Służewcu Wschodnim w Warszawie – gęste wypełnienie kwartału wysokimi budynkami pozbawionymi sąsiedztwa zieleni to połączenie najgorszych cech różnych nurtów architektonicznych z drugiej połowy XX wieku, wskaźnik TBC 0% (fot. K. Solarek)

Tymczasem w USA krytyka ta znalazła swój niezwykle mocny wyraz w ruchu Nowego Urbanizmu rozpropagowanym w latach 80. XX wieku przez architektów Elizabeth Plater-Zyberk i Andrésa Duany’ego, a mającym swój przestrzenny manifest w projekcie zespołu mieszkaniowego Panhandle w Seaside na Florydzie (Duany i Plater-Zyberk 2008)<sup>40</sup>. Nowy Urbanizm zmierzał w kierunku zastąpienia ideału domu z ogródkiem utożsamianego z American dream<sup>41</sup> wzorcem zabudowy skoncentrowanej, zróżnicowanej funkcjonalnie, o dużej intensywności, z bogatą przestrzenią publiczną i projektowanej na bazie tradycyjnych struktur miejskich (Hanzl

<sup>40</sup> Karta Nowego Urbanizmu przyjęta w 1996 roku na IV Kongresie Nowego Urbanizmu, została opublikowana w 2001 roku, przetłumaczona i wydana w Polsce w 2005 roku pod nazwą Karta Nowej Urbanistyki (Buczek 2005).

<sup>41</sup> Amerykański sen – wizja sposobu życia dla społeczeństwa w USA, oczekującego gwarancji prywatności terytorium i bezpieczeństwa, co w połączeniu z dużą mobilnością, najlepiej mogło być realizowane na przedmieściach (Chmielewski 2002).

2009). Początkowo ruch ten propagował historyzujące formy zabudowy, odwołując się do tradycji neoklasycznego planowania miejskiego, czego przykładem są liczne projekty Leona Kriera. Obecnie jednak, teoretycznie, nie wskazuje się konkretnej, zalecanej formy przestrzennej kształtowanej na bazie tego ruchu, koncentrując się na ideologii, która powinna przyświecać projektowaniu urbanistycznemu<sup>42</sup>.

Analiza przykładów tych rozwiązań projektowych, w których oparto się na idei Nowego Urbanizmu nie pozwala na jednoznaczne skomentowanie przyjętych w nich koncepcji kształtowania terenów zieleni, ponieważ poszczególne projekty dotyczą zwykle niewielkich zespołów zabudowy, a kwestia relacji zabudowa – zieleni nie jest w nich szczególnie uwypuklana. W Karcie Nowej Urbanistyki jest zapisane, że: „różnorodne tereny zieleni, od ogródków jordanowskich i skwerów, do boisk i ogrodów publicznych powinny stanowić wyposażenie dzielnic. Przestrzenie chronione i otwarte powinny być wykorzystywane do wyodrębniania ale także łączenia poszczególnych dzielnic i stref” (Karta Nowej Urbanistyki 2001, pkt 18). W zrealizowanym projekcie zespołu mieszkaniowego Panhandle w Seaside zieleni ma dość ograniczoną powierzchnię i formalny układ przestrzenny. To, w pewnym sensie, krok w tył w stosunku do opisanych wcześniej koncepcji miast ery przemysłowej, w których zieleni „rozlewała się” między budynkami. Podkreślić należy jednak, że idea tradycyjnej, intensywnej, skoncentrowanej zabudowy, ma w gruncie rzeczy, prowadzić do ochrony środowiska naturalnego poprzez ograniczenie powierzchni terenu zajmowanego przez miasto.

W Karcie Nowej Urbanistyki nie mówi się nic o terenach biologicznie czynnych w osiedlach, bowiem według zasad Nowego Urbanizmu, pojęcie osiedla rozumiane jako wyodrębniona enklawa nie powinno już występować we współczesnym, wielofunkcyjnym mieście, a zespoły mieszkaniowe powinny płynnie wpisywać się w strukturę dzielnicy. To założenie teoretyczne, ponieważ zrealizowane projekty Nowych Urbanistów dotyczą raczej pojedynczych, deweloperskich inwestycji mieszkaniowych z towarzyszeniem nielicznych usług, a więc w rezultacie – zespołów o charakterze osiedli mieszkaniowych. Wiele z dotychczasowych realizacji powstałych w duchu tej idei jest więc krytykowanych nie tylko za historyzujące formy zabudowy, ale też za niezrealizowanie założonej idei różnorodności społecznej i funkcjonalnej. Koncepcja Nowego Urbanizmu najlepiej odpowiada jednak idei miasta zwartego, o którym mowa w dalszej części publikacji (rys. 3.7).

<sup>42</sup> Choć najbardziej doceniane przez ideologów tego ruchu są projekty odwołujące się do historycznych układów formy zabudowy, nawet jeśli stosuje się nowatorskie rozwiązania architektoniczne budynków.



**Rysunek 3.7.** Nowa Iwiczna w gminie Lesznowola – osiedle domów jednorodzinnych i wielorodzinnych z programem usługowym; wdrożono tu wiele zasad Nowego Urbanizmu (fot. K. Solarek)

### **3.4. Przegląd najnowszych koncepcji rozwoju miast i ich założeń dotyczących struktury przyrodniczej**

W XXI wieku rola zieleni w kształtowaniu struktury przestrzennej miast nie ogranicza się do poprawy warunków sanitarnych i klimatycznych, zapewnienia miejsc wypoczynku i stref izolacyjnych, co było priorytetem w XX wieku. Równie istotne stało się kształtowanie struktury miast z uwzględnieniem zasad zrównoważonego rozwoju i wymagań środowiska przyrodniczego.

Równoległe z ruchem Nowego Urbanizmu Europejska Rada Urbanistów (ERU) przyjęła w Lizbonie w 2003 roku Nową Kartę Ateńską<sup>43</sup>. Karta ta promuje wizję tzw. miasta spójnego – spójnego w czasie, z zachowaniem ciągłości historycznej i tradycji, społecznie i ekonomicznie miasta, w którym zapewniona będzie również spójność środowiska. Według Lorensa (Lorens 2009), z zapisów Nowej Karty Ateńskiej nie można wyciągnąć konkretnych wniosków co do zaleceń odnoszących się do kształtowania formy przestrzennej miasta. Wydaje się również, że na podstawie tego dokumentu niewiele można wywnioskować na temat szczegółów koncepcji kształtowania relacji człowiek – środowisko, poza nakreślonym priorytetem zachowania spójności tych elementów i uwypukleniem roli sieci terenów otwartych. Generalne

<sup>43</sup> La Nouvelle Charte d'Athènes 2003: La Vision du Conseil Européen des Urbanistes sur Les Villes (Nowa Karta Ateńska: Wizja miast XXI wieku). Alinea, Firenze 2003. Przekład na język polski: S. Wyganowski (z franc.), S. Furman, B. Wyporek (z ang.).

idee w niej zawarte, choć bez formalnych odniesień do jej instytucjonalnej formy, są jednak często propagowane w praktyce urbanistycznej (Krieger 2008, Young 2008, Soja 2009, Dunham-Jones i Williamson 2011).

W ostatniej dekadzie, niejako w opozycji do zaleceń Nowego Urbanizmu, wielu architektów powróciło do modernizmu jako inspiracji estetycznej, czego przykładem są liczne realizacje niemieckie, holenderskie, skandynawskie. W projektach tych, w szczególności dotyczących zespołów zabudowy mieszkaniowej, zwrócono większą uwagę na układ zieleni poprzez stosowanie rozluźnionej zabudowy kształtującej „negatywową” przestrzeń otwartą. Niejednokrotnie poddawane są krytyce zespoły urbanistyczne realizowane w duchu Nowego Urbanizmu i wdrożone w życie przykłady realizacji tej idei odnoszące się zawsze do tradycyjnych wizji miasta i tradycyjnego modelu życia w mieście, nieuwzględniające nowych, mocno zindywidualizowanych potrzeb funkcjonalnych, społecznych i estetycznych współczesnych mieszkańców miast (Sorkin 2009). Według tego poglądu, społeczeństwa ery Internetu i kontaktów wirtualnych potrzebują nowych rozwiązań. Coraz powszechniejsze staje się wybieranie mieszkań poza miastem, w środowisku zamieszkania ograniczającym się do domu lub mieszkania przenikającego się z przyrodą, zielenią na dachach i ścianach. Pojawiają się coraz częściej poglądy, że paradygmatem lepiej odpowiadającym potrzebom nowych technologii i oczekiwań inwestorów, a generalnie rzecz ujmując doktrynie liberalnej, jest zastosowanie swobodnego układu budynków niezdefiniowanego liniami zabudowy, pozwalającego na wprowadzenie zieleni pomiędzy luźno sytuowane domy i kształtowanie „negatywowej” przestrzeni otwartej (Love 2009). Pogląd ten zyskuje coraz więcej zwolenników i choć nie stoi za nim żadna formalna organizacja, ruch ten został określony mianem neomodernizmu (rys. 3.8).

Specyficznie widzi współczesne miasto Rem Koolhaas, promując powrót do wielkoskalowych rozwiązań przestrzennych w swojej wizji Posturbanizmu<sup>44</sup>. Twierdzi wręcz, że krytyka kierunku rozwoju współczesnych miast i próby sterowania tym rozwojem poprzez cząstkowe projekty urbanistyczne są z góry skazane na niepowodzenie (Brown i in. 2009, Sorkin 2009). W koncepcji tej nie mówi się wprost o sposobach kształtowania struktury przyrodniczej miasta, kładąc nacisk na wizjonerstwo pojedynczych realizacji łącznie tworzących miasto, gdzie udział terenów przyrodniczych nie jest wykluczony, aczkolwiek nie jest też z góry zaplanowany.

<sup>44</sup> Zwolennicy Posturbanizmu preferują budowanie miasta za pomocą śmiałych i zindywidualizowanych rozwiązań projektowych, takich jak u Zahy Hadid, Petera Eisenmanna, Franka Gehry’ego czy Thoma Mayne’a. Twierdzą, że najlepszym rozwiązaniem dla miast budowanych współcześnie, przede wszystkim przez wielkie korporacje, są projektowane na zamówienie wielkoskalowe zespoły urbanistyczno-architektoniczne, określane nawet jako wielkoskalowe dzieła architektoniczne.



**Rysunek 3.8.** „Zielony modernizm” XXI wieku – projektowany zespół luźnej zabudowy otoczonej zielenią, z licznymi, proekologicznymi rozwiązaniami. Projekt dla terenu Łuku Siekierkowskiego w Warszawie (źródło: Pracownia SOL-AR)

Gdyby zasady takie zostały w przyszłości wdrożone na większą skalę, pojęcia siatki urbanistycznej, kwartału czy kontekstu historycznego zniknęłyby (znowu) z projektowania urbanistycznego. To zagrożenie już dzisiaj widzą niektórzy urbaniści, jak Sławomir Gzell, który diagnozuje, że wprowadzenie pojęcia chaosu jako metody tworzenia przestrzeni publicznej i świadome odcięcie się od tradycji i przeszłości służy wyłącznie zwiększeniu zysków pojedynczych inwestorów (Gzell 2009).

Douglas Kelbaugh wyróżnia trzy wyraźnie wykształcone współczesne paradygmaty urbanistyki: Nowy Urbanizm i Posturbanizm, omówione wcześniej, oraz Urbanizm Codzienny (Kelbaugh 2008). Na ostatni kierunek składają się pojedyncze działania dotyczące tkanki miejskiej, wynikające z doraźnych potrzeb lokalnych społeczności. Jest znany też pod nazwą mikrointerwencji (Świeżewska 2011). Ma on wiele wspólnego z przykładami działalności urbanistycznej idącej w nowatorskim kierunku, opisaną przez Provoosta i Vanstiphouta, połączonej ideą Ditch Urbanism (urbanistyka odrzucona, urbanistyka dla odrzuconych). To projekty niekonwencjonalnych rozwiązań dla szczególnie problematycznych części miast, czerpiące z estetyki modernizmu, metodą małych kroków dostosowujące rozwiązania do zastanych lokalnych warunków fizycznych, przyrodniczych, społecznych i ekonomicznych<sup>45</sup>.

<sup>45</sup> Zostały wdrożone m.in. przez grupy urbanistów, artystów, socjologów, takie jak: Urban Think Tank w Karakas, Center for Urban Pedagogy w Nowym Jorku, Urban Design Research Institute w Mumbaju, City Mine(d) w Belgii, Everyday Urbanism w USA, czy artystę Jeanne’a van Heeswijk w Holandii (Provoost i Vanstiphout 2009).



Polskim przykładem takich działań jest ruch społeczny My-Poznaniacy, który początkowo był grupą protestującą przeciw powstaniu nowych budynków na podwórkach działaczy tej grupy, później promował idee zrównoważonego rozwoju w szerokiej skali (Nawratek 2011).

Niektórzy twierdzą, że niezależnie od przyjmowanych doktryn formalnych najcenniejsze jest przyjęcie trzeciej drogi w rozwoju urbanistyki i stopniowe wdrażanie coraz lepszych rozwiązań przyjaznych środowisku (Greenberg 2009).

Coraz istotniejszy staje się szeroko pojęty rozwój zrównoważony miast, który odzwierciedla się m.in. w idei Smart Growth (rozsądny rozwój) – rozwoju delikatnie wążącego potrzeby człowieka i środowiska naturalnego (Brown i in. 2009). Koncepcja ta dotyczy głównie przedmieść, w których żyje największa część mieszkańców współczesnych aglomeracji, a których styk z naturalnym krajobrazem jest najwyraźniejszy. Przy ich zagospodarowaniu powinny być stosowane najnowsze osiągnięcia nauki i techniki oraz wielodyscyplinarne analizy (Krieger 2009). Do tej koncepcji odwołują się również wspomniani wcześniej Nowi Urbaniści. Wraca idea tzw. powolnych miast (Cittaslow, Slow Cities) stworzona we Włoszech pod koniec XX wieku, a zakładająca, że najkorzystniejsze dla człowieka jest znalezienie przez niego własnego rytmu życia, odpowiednie wykorzystanie czasu, dbałość o zagrożone środowiska przyrodnicze i kulturowe, dostosowanie innowacji technologicznych do stylu życia w harmonii z lokalnymi tradycjami. Powinno być to przeciwieństwo prostego życia w zgodzie z naturą, ale też takiego, które ma na celu zawładnięcie terenem (Kaczmarek 2009).

### **3.5. Relacje struktur przyrodniczej i przestrzennej jako podstawa dyskusji o kierunku rozwoju miast**

Rozpowszechniony jest pogląd, że mimo krytyki współczesnego miasta, w tym postępującego zaniku struktur urbanistycznych oraz ich deformacji, mimo prób tworzenia wizji funkcjonowania miasta przyszłości nie ma obecnie spójnych i jednoznacznych recept na kształtowanie jego struktury przestrzennej. Zróżnicowane są także poglądy dotyczące kształtowania struktury przyrodniczej miast.

Wydaje się jednak, że od początku XX wieku współczesna urbanistyka staje przed wyborem dwóch zasadniczo różnych koncepcji rozwoju miast. Jedną z nich jest mnożenie zwartych, scentralizowanych jednostek strukturalnych o kontrolowanej wielkości, co ma wiele wspólnego z rozwojem policentrycznym, a drugą jest nieograniczone powiększanie się miasta i jego poszczególnych stref. Wariant pierwszy „w miniaturze” można utożsamiać z założeniami miasta-ogrodu, które „powinno być przede wszystkim miastem, [...] a nie zbiorowiskiem jednorodzinnych domów

ulokowanych w ogródkach” (Czyżewski 2009, s. 42), a wariant drugi – właśnie ze zbiorowiskiem domów (niekoniecznie jednorodzinnych i niekoniecznie mieszkalnych) ulokowanych w zieleni. Te odmienne koncepcje odzwierciedlają się w dwóch różnorodnych ideach: miasta zwarteego i miasta zielonego.

Koncepcja pierwsza wiąże się ze strukturalizacją przestrzeni i z głównymi założeniami zmierzającymi w kierunku kształtowania **miast zwartych**<sup>46</sup> rozwijających się do wewnątrz, intensywnie zabudowanych, o przemieszanej funkcji terenu, przyjaznych pieszym, dostępnym komunikacyjnie.

Podstawą kształtowania miasta zwarteego powinno być dążenie do ograniczenia zużycia energii, w tym: ograniczenie transportu kołowego, skrócenie ciągów i sieci przesyłowych poszczególnych mediów, a także ograniczenie „rozlewania się”<sup>47</sup> zabudowy na tereny podmiejskie. Stwierdzono wobec tego, że największe szanse na oszczędne gospodarowanie zasobami i energią będą miały miasta o zwartej zabudowie i miasta niezbyt duże. Graniczna wielkość takiego miasta jest różnie określana – główną determinantą powinna być ocena możliwości transportowych (przy czym za podstawowy środek komunikacji uważa się rower) oraz możliwości stworzenia zróżnicowanego rynku pracy. Tereny zieleni mają być zlokalizowane na obrzeżach miasta w zasięgu dystansu pieszego. Uważa się więc, że liczba mieszkańców powinna wahać się w granicach 60–100 tysięcy mieszkańców<sup>48</sup>. To zaledwie dwu-, trzykrotnie więcej niż miało pomieścić wzorcowe miasto-ogród<sup>49</sup> i pięćdziesięciokrotnie mniej niż przewidywał Le Corbusier w projekcie pt. *Miasto współczesne dla trzech milionów mieszkańców*. Stąd wniosek, że koncepcja ta nie odpowiada na wątpliwości co do kierunków i zasad kształtowania wielkich aglomeracji miejskich, choć część jej postulatów może być zastosowanych w każdej skali. W koncepcji miasta zwarteego zwraca się uwagę nie tylko na wynikające z jej zastosowania ograniczenia „ślądu ekologicznego” miasta (Szulczewska 2002), ale też na liczne względy spo-

<sup>46</sup> „Koncepcja miasta zwarteego zawiera pewne elementy uwypuklone w strategii «dead is dead» (martwe jest martwe), proponowanej przez Mara (1981). Uważa on, że rozsądniej jest intensyfikować zabudowę w miejscach, w których próg pojemności środowiska został już przekroczony, niż rozpoczynać ją w nowym miejscu i stwarzać kolejne zagrożenie” (Szulczewska 2002, s.114). Dobrze i wyraziście odzwierciedla także tę ideę przeciwstawienie koncepcji zagospodarowania terenów już zajętych przez miasto, tzw. brown fields, zamiast wolnych, otwartych przestrzeni – green fields. Idea miasta zwarteego jest pochodną koncepcji Ekopolis, opisaną przez Szulczewską (2002).

<sup>47</sup> Najczęściej w literaturze stosowane jest pojęcie urban sprawl rozumiane jako zjawisko niekontrolowanego i beładnego rozpraszania się zabudowy, powodujące istotne zmiany w krajobrazie, prowadzące do zacierania się granic między miastem a krajobrazem wiejskim – jedna z istotnych cech procesu suburbanizacji.

<sup>48</sup> Niektórzy twierdzą, że idealnym rozwiązaniem jest miasto liczące około 70 tysięcy mieszkańców (za Szulczewską 2002).

<sup>49</sup> Ebenezer Howard przewidywał, że liczba mieszkańców nowych miast-ogrodów powinna wynosić około 30–32 tysięcy.

łeczne i estetyczne, w tym przywrócenie miastu walorów miejskości. W tym aspekcie koncepcja ta zbiega się z postulatami ruchu Nowego Urbanizmu.

Coraz powszechniejsze staje się po prostu pojęcie miasta oszczędnego wiążącego się z umiejętnością użytkowania terenu, zasobów naturalnych, zasobów istniejącej zabudowy oraz oszczędną gospodarką energią – co, w zasadzie, odpowiada idei miasta zwartego przy mniej restrykcyjnych założeniach i wymogach.

W Stanach Zjednoczonych opracowano zasady kształtowania zespołów urbanistycznych powiązane z ideą Nowego Urbanizmu, a pośrednio nawiązujące do idei miasta zwartego, klasyfikując je w trzech grupach:

- ❑ Transit-Oriented Development (TOD) – w oparciu na systemie komunikacji tranzytowej, autobusowej lub kolejowej przekształcenie w jednostki intensywnej, dość niskiej zabudowy, zróżnicowanej funkcjonalnie, w tym zabudowy szeregowej, z wyraźnie wyodrębnionym centrum i położonej nie dalej niż w zasięgu niecałego kilometra od stacji tranzytowej;
- ❑ Urban Villages (miejskie wioski) – zwarte jednostki osadnicze, których całe terytorium powinno być dostępne w zasięgu dojścia pieszego; mogą być one rozwijane jako intensywnie zabudowane ośrodki osadnicze na przedmieściach lub jednostki sąsiedzkie w mieście; powinny mieć zróżnicowaną ofertę mieszkaniową dla różnorodnej społeczności i kształtować tradycyjne wnętrza urbanistyczne, takie jak rynki, główne ulice, parki; mogą funkcjonować jako TOD;
- ❑ Traditional Neighborhood Development (TND) – nowe lub modernizowane ośrodki osadnicze kształtujące jednostki sąsiedzkie lub społeczność miejską, zwarte i o znacznej różnorodności funkcjonalno-przestrzennej; powinny mieć wspólne przestrzenie publiczne z całkowitą lub częściową eliminacją ślepych uliczek; promuje się w nich ruch pieszy, z mocnym ograniczeniem kołowego.

Miasto zwarte i miasto oszczędne są koncepcjami związanymi z pierwszym omówionym wcześniej wariantem rozwoju miasta, a więc jego strukturalizacji i centralizacji, mające swoje odbicie w głównym nurcie idei Nowego Urbanizmu, wspierane przez teorię ekosystemu i wizję Ekopolis.

Odmianą koncepcję rozwoju odzwierciedla idea **miasta zielonego**. Według Szulczewskiej (2002), jest to drugi nurt w tworzeniu teoretycznych podstaw planowania rozwoju miasta. Tu uwaga koncentruje się przede wszystkim na odpowiedniej relacji między terenami zabudowanymi i tymi, które pełnią funkcje przyrodnicze. Istotne jest bogate wyposażenie miasta w tereny biologicznie czynne i kształtowanie rozbudowanych systemów terenów otwartych. Zaletą tej koncepcji jest nie tylko korzystny wpływ na funkcjonowanie przyrody, ale także znaczenie, jakie ma ona w tworzeniu warunków życia mieszkańców metropolii. Miasto zielone ma wiele wspólnego z koncepcją rozwoju rozproszanego osadnictwa zatopionego w zieleni, dającego

efekt miasta-parku, a także z niektórymi koncepcjami Rema Koolhaasa<sup>50</sup>. Założenia istotne dla miasta zielonego stanowiły również podstawowe przesłanki w projektowaniu miast okresu modernizmu, a wyrażały się w idei strefowania i rozdzielania poszczególnych stref systemowo zaprojektowanymi terenami zieleni. Niekonsekwentne lub nieudolne propagowanie idei miasta zielonego może jednak, podobnie jak stało się to w wielu miastach ery modernizmu, doprowadzić do rozwoju miast rozproszonych, niekształtujących prawidłowej struktury przestrzennej. Warto zadać sobie pytanie, w jaki sposób przełożyć osiągnięcia modernizmu z zakresu ekologii na współczesne koncepcje rozwoju miast. Częściową odpowiedzią są udane próby stosowania na dużą skalę zieleni, przy jednoczesnym ukształtowaniu zróżnicowanych, wielofunkcyjnych zespołów zabudowy z przyjaznymi i wyrazistymi przestrzeniami publicznymi w projektach biura Steidle Architekten (rys. 3.9).



**Rysunek 3.9.** Neckarorstadt w Heilbronn – luźna zabudowa otoczona zielenią nawiązująca jednak do formy wyrazistych kwartałów, w projekcie zastosowano najnowsze proekologiczne rozwiązania techniczne (źródło: Steidle Architekten)

**Miasto zwarte, a jednak zielone?** Wprawdzie zaprezentowane wizje rozwoju miast wskazują na znaczne rozbieżności, a nawet sprzeczności w poglądach i zaleceniach co do zasad kształtowania ich struktury przestrzennej, to wydaje się, że z wachlarza zaleceń określonych w poszczególnych koncepcjach można wybrać te,

<sup>50</sup> Architekt ten, niezwykle krytyczny w stosunku do postmodernistycznej wizji miasta, proponuje przyjęcie koncepcji tzw. pustki (void), a więc przestrzeni między budynkami i skoncentrowanie się na ich kształtowaniu (Zuziak 2005).

które odnosić się będą do konkretnej sytuacji, lokalizacji, czasu i potrzeb. Trudno jednak powiedzieć na ile możliwe jest łączenie w projektach dla miast dwóch tak odmiennych koncepcji. Istnieje niebezpieczeństwo, że to może doprowadzić do powstawania miast „ani nie zwartych, ani nie zielonych”. Z jednej bowiem strony promowanie hasła intensyfikacji zabudowy ułatwi samorządom lokalnym i inwestorom zagęszczanie zabudowy, z drugiej zaś – z powodu braku odpowiednich narzędzi planistycznych i przyzwolenia społecznego proces ten będzie następował chaotycznie i niekontrolowanie.

Idea miasta zwartego ma coraz więcej zwolenników, ale nie jest jasne, na jak duże zagęszczenie zabudowy i zwiększenie wskaźników jej intensywności skłonni są oni przyzwolić. Można również przypuszczać, że hasło miasta zwartego nie zadowolonych, którzy szukają miejsc wytchnienia od uciążliwości miasta. Osiągnięcia ostatnich kilkudziesięciu lat z zakresu kształtowania terenów rekreacyjnych i standardów wyposażenia miast polskich w zielen utrwaliły bowiem określone poglądy dotyczące jakości środowiska zamieszkania. „Można uogólniając stwierdzić, że w warunkach miasta zwartego zyskuje przyroda a tracą ludzie (mieszkańcy miasta), natomiast w warunkach miasta ekstensywnie zagospodarowanego traci przyroda a zyskują ludzie” (Przewoźniak 2005, s. 128). Dodać należałoby, że w warunkach miasta ekstensywnego, rozwijającego się wraz ze strefą podmiejską na rozległych terenach, traci zarówno przyroda, jak i ludzie. Dlatego promując zwartość miasta w przypadku dużych aglomeracji, należy również zastosować pewne precyzyjnie wybrane elementy koncepcji miasta zielonego, w których priorytetem jest zaplanowanie prawidłowej struktury przyrodniczej, w tym układu zieleni miejskiej i standardów wyposażenia w zielen terenów mieszkaniowych (rys. 3.9).

W Polsce szczególnie uzasadnione wydaje się być promowanie koncepcji Nowego Urbanizmu z wizją powolnego, lecz konsekwentnego kształtowania miasta zwartego. Tu niezwykle ważne staje się bowiem powstrzymanie bądź odpowiednie ukierunkowanie wielu jednocześnie toczących się procesów – „rozlewania się” zabudowy w strefach podmiejskich, degradacji licznych opuszczonych terenów, nieczytelności przestrzeni publicznych, zanikania wyrazistych struktur miejskich, przy jednoczesnym zaniku więzi sąsiedzkich i aktywności obywatelskich (Solarek 2011). Wdrażanie idei miasta zwartego wymaga jednak pogodzenia się z tym, że niektóre tereny otwarte w mieście będą zabudowywane, a lokalne koncentrowanie zabudowy, mające na celu stworzenie jej wyrazistej struktury, będzie wymagało stosowania odpowiednio wyższych wskaźników intensywności zabudowy.

## **4. Wskaźniki ekologiczno-przestrzenne jako standard kształtowania zabudowy mieszkaniowej**

### **4.1. Wskaźniki ekologiczno-przestrzenne – identyfikacja pojęcia**

Wskaźniki ekologiczno-przestrzenne zostały zdefiniowane przez Szulczewską i Giedych (2010) jako narzędzia planowania i projektowania, których celem jest zapewnienie warunków funkcjonowania środowiska przyrodniczego w terenach zurbanizowanych. Zostały do nich zaliczone stosowane w obecnej praktyce urbanistycznej wskaźniki, które określają udział:

- terenów biologicznie i/lub hydrologicznie czynnych (tzn. pokrytych roślinnością i/lub umożliwiających przenikanie wód opadowych do głębszych warstw), określany w odniesieniu do działki lub jednostki urbanistycznej,
- elementów zagospodarowania uznawanych za ekologicznie aktywne, określany w odniesieniu do działki lub jednostki urbanistycznej.

Pomimo tego, że zagadnieniom związanym z kształtowaniem środowiska przyrodniczego w mieście poświęca się coraz więcej uwagi, wskaźniki takie nie są stosowane powszechnie. Do zidentyfikowanych wskaźników mających już ugruntowaną pozycję w kształtowaniu struktury przyrodniczo-przestrzennej miast należą:

- Biotope Area Factor – BAF (1994, Berlin),
- Green Space Factor – GF (2001, Malmö),
- Greenery Provision – GnP (2005, Singapur),
- Seattle Green Factor – SGF (2007, Seattle).

Do wskaźników ekologiczno-przestrzennych zaliczyć należy także stosowany w Polsce wskaźnik określający udział terenów biologicznie czynnych (TBC).

Intencją wprowadzenia wszystkich wcześniej wymienionych wskaźników była chęć ograniczenia negatywnego wpływu nowych inwestycji na środowisko przyrodnicze oraz zapewnienie właściwych warunków życia mieszkańcom terenów zurbanizowanych, a w tym w szczególności:

- ❑ ograniczenie miejskiej wyspy ciepła i poprawa jakości powietrza,
- ❑ ochrona różnorodności biologicznej,
- ❑ zapewnienie właściwego gospodarowania wodami opadowymi.

Spśród stosowanych obecnie w Europie i na świecie wskaźników ekologiczno-przestrzennych na szczególną uwagę zasługuje Biotope Area Factor wprowadzony w Berlinie. Wskaźnik ten był źródłem inspiracji dla wskaźników opracowanych w Malmö (Hagen i Stiles 2010) i Seattle (Hirst 2008).

Na uwagę zasługuje również fakt, że w 2010 roku Seattle Green Factor otrzymał Honorową Nagrodę Amerykańskiego Stowarzyszenia Architektów Krajobrazu (ASLA) w kategorii analiz i planowania, a doświadczenia Seattle są obecnie wykorzystywane do opracowania podobnych wskaźników dla Portland, Chicago i Waszyngtonu (ASLA 2010).

## 4.2. Biotope Area Factor<sup>51</sup>

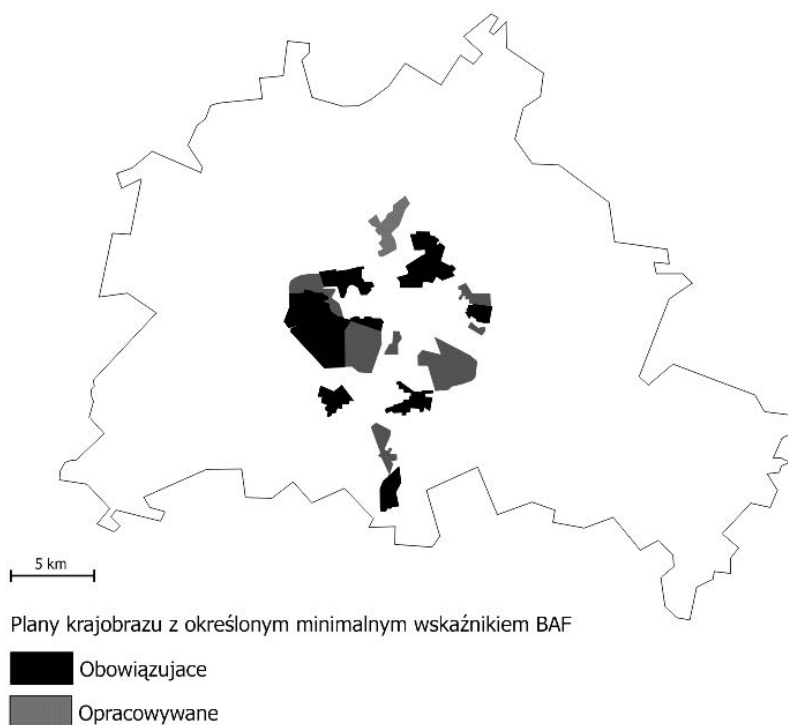
Biotope Area Factor (BAF) został opracowany na potrzeby wykonywanych w Berlinie planów krajobrazu (Landschaftspläne)<sup>52</sup>, których celem jest poprawa funkcjonowania przyrodniczego centralnej części miasta (rys. 4.1).

Biotope Area Factor (BAF) wyrażony jest poprzez stosunek powierzchni aktywnych ekologicznie do całkowitej powierzchni terenu. Za powierzchnie aktywne ekologicznie uznane są przede wszystkim powierzchnie pokryte roślinnością rosnącą na gruncie oraz powierzchniach architektonicznych (piwnicach, garażach, dachach i ścianach). Za aktywne ekologicznie uznane zostały także nawierzchnie przepuszczalne dla wody i powietrza. Bardzo ważnym elementem brany pod uwagę przy obliczaniu wskaźnika jest możliwość infiltracji wody deszczowej z powierzchni z dachów poprzez nawierzchnie pokryte roślinnością rosnącą na gruncie.

Każdej powierzchni aktywnej ekologicznie, która brana jest pod uwagę przy obliczaniu wskaźnika, przypisany jest przelicznik, który określa jej wartość ekologiczną. Wielkość przelicznika waha się od 1,0 dla powierzchni pokrytych roślinnością na gruncie do 0,0 dla nawierzchni nieprzepuszczalnych. Szczegółowy opis rodzajów powierzchni uznawanych za aktywne ekologicznie wraz z wartością przelicznika za 1 m<sup>2</sup> powierzchni przedstawia tabela 4.1.

<sup>51</sup> Opracowano na podstawie Handbuch der Berliner Landschaftspläne. Biotopflächenfaktor.

<sup>52</sup> Plany krajobrazu są instrumentami ochrony przyrody i krajobrazu, ich ustalenia są wiążące dla ustaleń dokumentów planowania przestrzennego. Obowiązek opracowywania planów krajobrazu wynika z prawa o ochronie przyrody i krajobrazu w Berlinie (Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege von Berlin).



**Rysunek 4.1.** Obszary zastosowania BAF w Berlinie (opracowanie własne na podstawie Handbuch der Berliner Landschaftspläne)

Wielkość wskaźnika BAF określana jest zarówno dla nowej zabudowy, jak i przebudowy już istniejącej. Przy czym wielkość wskaźnika dla istniejącej zabudowy jest uzależniona od stopnia pokrycia terenu nawierzchniami szczelnymi (budynkami i nawierzchniami nieprzepuszczalnymi).

Dla zabudowy mieszkaniowej minimalna wielkość wskaźnika wynosi:

- 0,60 dla nowoprojektowanej zabudowy i zabudowy istniejącej, w której udział powierzchni szczielnych w stosunku do powierzchni działki jest mniejszy lub równy 37%,
- 0,45 dla zabudowy istniejącej, w której udział powierzchni szczielnych w stosunku do powierzchni działki waha się w granicach od 38 do 49%,
- 0,30 dla zabudowy istniejącej, w której udział powierzchni szczielnych w stosunku do powierzchni działki jest większy lub równy 50%.

Dla osiągnięcia wymaganej wielkości wskaźnika inwestorzy mogą wybierać spośród kilku rodzajów powierzchni aktywnych ekologicznie, co daje dużą elastyczność stosowanych rozwiązań.



**Tabela 4.1.** Podstawy do obliczenia wskaźnika BAF

Rodzaje powierzchni	Przelicznik
Powierzchnie szczelne powierzchnia nieprzepuszczająca powietrza i wody, bez roślinności (np. beton, asfalt, płytki na podbudowie betonowej)	0,0
Powierzchnie częściowo szczelne powierzchnia przepuszczalna dla wody i powietrza, bez roślinności (np. cegła klinkierowa, kostka brukowa, płytki na podbudowie piaskowej lub żwirowej)	0,3
Powierzchnie przepuszczalne powierzchnia przepuszczalna dla wody i powietrza, możliwa jest infiltracja i wzrost roślin (np. żwir pokryty trawą, płyty rastrowe z trawą)	0,5
Infiltracja wody opadowej z metra kwadratowego powierzchni dachu infiltracja wody deszczowej dla zasilenia wód gruntowych, infiltracja poprzez nawierzchnie pokryte istniejącą roślinnością	0,2
Pnącza roślinność pokrywająca ściany zewnętrzne bez okien, pod uwagę brana jest wysokość do 10 m	0,5
Roślinność na dachu intensywne i ekstensywne pokrycie dachu roślinnością	0,7
Powierzchnie z roślinnością niezwiązaną na stałe z gruntem powierzchnie z roślinnością na piwnicach lub garażach podziemnych z warstwą gleby mniejszą niż 80 cm	0,5
powierzchnie pokryte roślinnością nierosnącą na gruncie rodzimym z warstwą gleby większą niż 80 cm	0,7
Roślinność rosnąca na gruncie rodzimym roślinność rosnąca na gruncie rodzimym bez względu na jej rodzaj – drzewa, krzewy, trawniki, kwietniki itp.	1,0

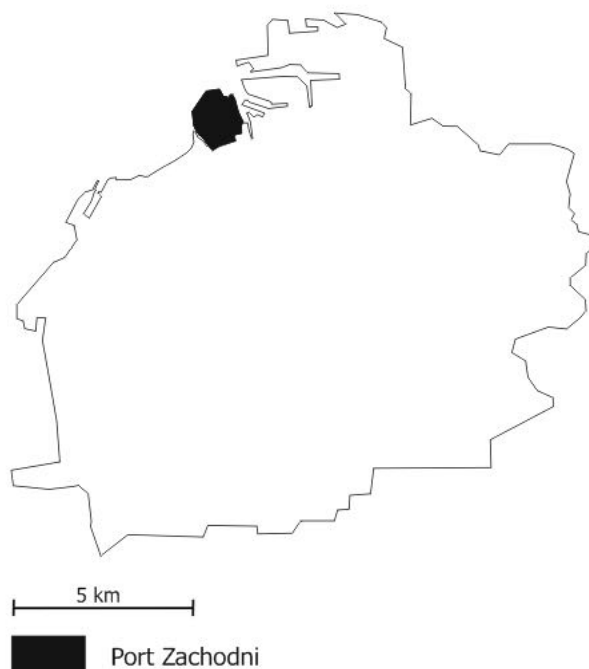
Źródło: Handbuch der Berliner Landschaftspläne. Biotopflächenfaktor.

### 4.3. Green Space Factor<sup>53</sup>

Green Space Factor (GF) został opracowany na potrzeby rewitalizacji Portu Zachodniego (Västra Hamnen) w Malmö (rys. 4.2). Jak wspomniano, wskaźnik ten był wzorowany na rozwiązaniach berlińskich, stąd też sposób jego obliczania jest identyczny. Wielkość wskaźnika wyrażona jest poprzez stosunek różnych rodzajów powierzchni aktywnych ekologicznie pomnożonych przez odpowiedni przelicznik do powierzchni działki.

Istotną odmienną cechą wskaźnika jest uwzględnienie zróżnicowania struktur roślinnych. Oprócz ogólnej powierzchni pokrytej roślinnością dodatkowo uwzględnia się powierzchnie pokryte przez drzewa, krzewy i pnącza. Przy czym, aby te dodatkowe powierzchnie mogły być uwzględnione, warunkiem koniecznym jest odpowiedni rozmiar roślin.

<sup>53</sup> Opracowano na podstawie Reviderat Kvalitetsprogram för Bo01, Kvalitetsprogram dp 4537, 2002-05-15.



**Rysunek 4.2.** Obszary zastosowania GF w Malmö (opracowanie własne na podstawie Reviderat Kvalitetsprogram för Bo01)

Podobnie jak w przypadku Berlina, istotnymi składowymi wskaźnika są nawierzchnie przepuszczalne dla wód opadowych. Zagadnienia związane z gospodarowaniem wodami opadowymi zostały rozwiązane o możliwość ich retencjonowania.

Szczegółowy opis rodzajów powierzchni uznawanych za aktywne ekologicznie wraz z wartością przelicznika za 1 m<sup>2</sup> powierzchni przedstawia tabela 4.2. Należy zwrócić uwagę, że wartości przeliczników różnią się nieznacznie od tych zastosowanych w Berlinie, dotyczy to pnączy, roślin niezwiązanych na trwałe z gruntem i ogrodów na dachach.

W programie rewitalizacji Portu Zachodniego ustalono, że każdego rodzaju za-inwestowania, w tym także dla zabudowy mieszkaniowej, wielkość Green Space Factor musi wynosić minimum 0,5.

Dodatkowo, zgodnie z założeniami programu każdy z obszarów zainwestowania powinien uzyskać co najmniej 10 tzw. zielonych punktów z ogólnej listy 35. Wśród proponowanych rozwiązań znalazły się, takie jak:

- zastosowanie ogrodów na wszystkich dachach,
- zastosowanie 2 m<sup>2</sup> powierzchni uprawnej na balkonie lub w skrzynce kwiatowej na każde mieszkanie,

**Tabela 4.2.** Podstawy do obliczenia wskaźnika GF

Rodzaje powierzchni	Przelicznik
Roślinność na gruncie rodzimym w przypadku tarasów taras nie może odcinać ani pogarszać kontaktu między podłożem dla roślin a leżącą niżej ziemią w sposób, który mógłby zagrażać długookresowemu rozwojowi roślinności lub biotopu; podłoże dla roślin i taras muszą zapewniać warunki do naturalnej infiltracji i przesiąkania do wód gruntowych	1,0
Roślinność na ścianach rośliny pnące z podporami w postaci kratki, linek itp. lub bez nich; powierzchnię oblicza się dla tej części ściany do wysokości 10 m, co do której można oczekiwać, że zarośnie w ciągu 5 lat	0,7
Zielone dachy cienkie podłoża dla roślinności tolerującej suche warunki, wykorzystywane zamiast zewnętrznego pokrycia dachowego lub jako jego uzupełnienie; dach liczy się jako rzeczywistą liczbę metrów kwadratowych zieleni, a nie jako powierzchnię rzutu dachu	0,8
Podłoże dla roślin na konstrukcjach stropowych o miąższości warstwy glebowej większej niż 80 cm	0,8
o miąższości warstwy glebowej mniejszej niż 80 cm	0,6
Drzewa o obwodzie pnia 35 cm lub więcej współczynnik liczy się dla powierzchni nie większej niż 25 m <sup>2</sup> powierzchni nasadzeń na każde drzewo	0,4
Krzewy, drzewa wielopienne o wysokości powyżej 3 m współczynnik liczy się dla powierzchni nie większej niż 5 m <sup>2</sup> powierzchni nasadzeń na każdy krzew lub wielopienne drzewo	0,2
Pnącza wijące się i czepne o wysokości powyżej 2 m współczynnik liczy się dla powierzchni ściany o szerokości 2 m na roślinę, mnożąc przez wysokość osiąganą przez roślinę po zasadzeniu i zamocowaniu, zaokrąglając w dół do całkowitej liczby metrów	0,2
Powierzchnie szczelne powierzchnie dachów, powierzchnie asfaltowe i betonowe, które nie mają żadnego rodzaju podłoża dla roślin ani innej możliwości rozwinięcia biotopów dla roślinności oraz nie przepuszczają wód opadowych	0,0
Powierzchnie utwardzone z fugami tradycyjnie układane powierzchnie z płyt i kamieni (np. płyt betonowych, bruku i klinkieru) ze zwykłymi fugami wypełnionymi piaskiem, zapewniającymi pewną przepuszczalność dla wody opadowej	0,2
Powierzchnie utwardzone półotwarte do otwartych przerośnięte trawą elementy betonowe lub kamienne, otwarty asfalt, żwir, kamyki, piasek i inne powierzchnie o dużej przepuszczalności dla wody opadowej	0,4
Wody powierzchniowe dotyczy powierzchni wodnych występujących przez co najmniej 6 miesięcy w roku	1,0
Odwodnienia powierzchni szczelnych do otaczającej zieleni na ziemi współczynnik wylicza się dla odwadniającej powierzchni, jednak maksymalnie dla tylu metrów kwadratowych, ile zajmuje powierzchnia roślinności	0,1
Zbieranie wód opadowych i opóźnianie odpływu powierzchniowego zbiornik/sadzawka mieści co najmniej 20 l na 1 m <sup>2</sup> odwadniającej powierzchni	0,2

Źródło: Reviderat Kvalitetsprogram för Bo01, Kvalitetsprogram dp 4537, 2002-05-15.

- zastosowanie jednej budki lęgowej dla ptaków na każde mieszkanie,
- wykorzystanie całej powierzchni podwórza do uprawy warzyw, owoców i jagód,
- wykonanie murków i ścieżek kamiennych jako biotopów skalnych, z takimi roślinami, jak posłonek rozesłany, macierzanka piaskowa, rozchodnik.

#### 4.4. Seattle Green Factor<sup>54</sup>

Seattle Green Factor (SGF) jest jednym ze standardów kształtowania krajobrazu miasta, obowiązek jego stosowania wynika z miejskich przepisów dotyczących planowania i zagospodarowania przestrzennego (Seattle Municipal Code – SMC). Wskaźnik stosowany jest dla wyróżnionych w polityce przestrzennej miasta stref. Pierwotnie wskaźnik ten był określony dla terenów o funkcji komercyjnej, od 2010 roku obowiązek jego stosowania został także wprowadzony dla zabudowy o funkcji mieszkaniowej (rys. 4.3).

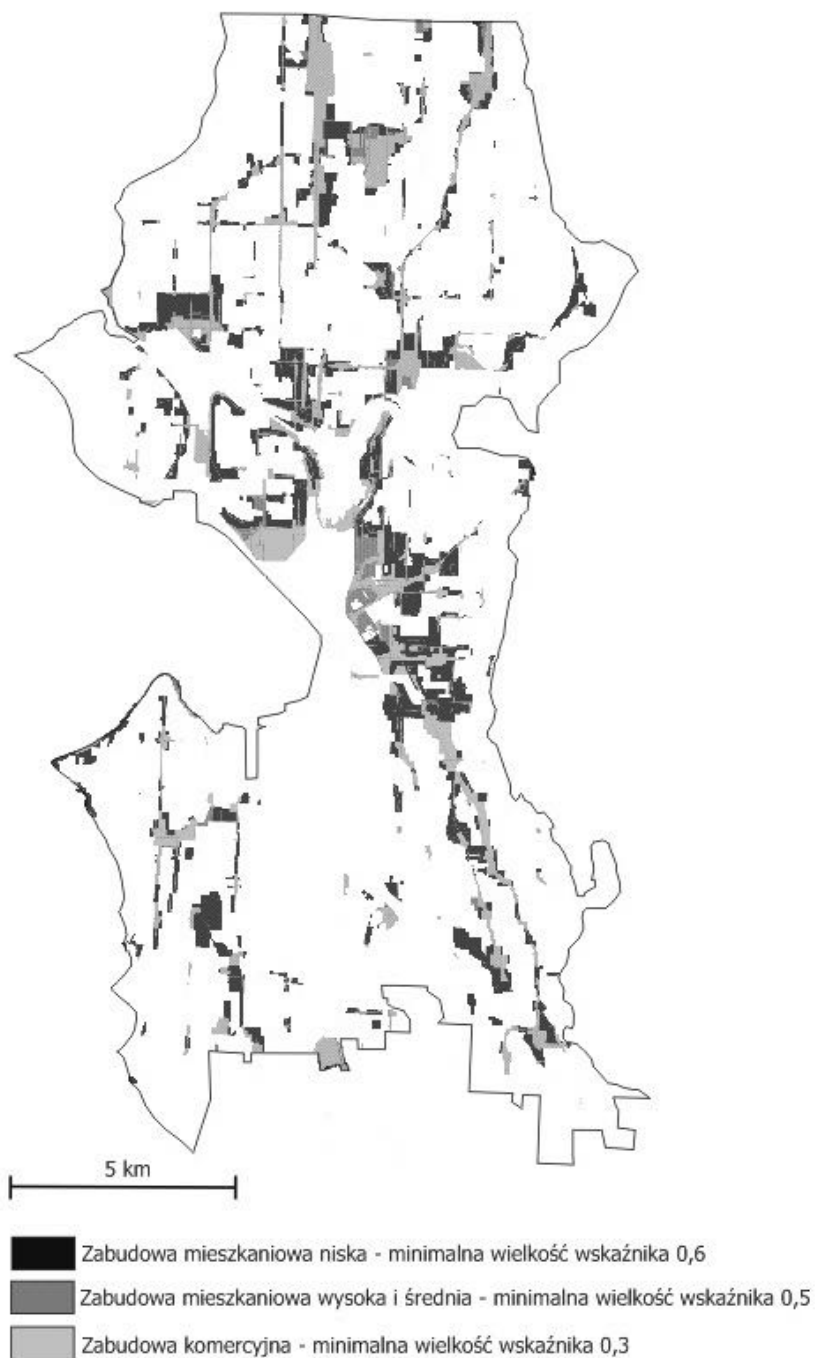
Seattle Green Factor jest wskaźnikiem wzorowanym na rozwiązaniach europejskich. Podobnie jak w przypadku Berlina i Malmö, inwestorzy mogą wybrać poszczególne elementy zagospodarowania z tzw. zielonego menu, aby osiągnąć docelowy wskaźnik powierzchni aktywnej ekologicznie. Należy podkreślić, że do ich dyspozycji jest 21 różnych elementów. Daje to możliwość największej elastyczności przy projektowaniu.

Przy obliczaniu Seattle Green Factor uwzględnia się: zróżnicowane w pokryciu terenu i w strukturze roślinności, a także zróżnicowanie w miąższości substratu glebowego w ogrodach na dachach. Bardzo ważnym elementem jest także możliwość bioretencji i gromadzenia wody deszczowej do podlewania oraz stosowanie urządzeń wodnych, takich jak np. fontanny. Interesującym rozwiązaniem jest również stosowanie gleb strukturalnych, roślin odpornych na suszę, czy wykorzystanie terenu do produkcji żywności. W Seattle zastosowano także elementy, które związane są bardziej z funkcją estetyczną niż przyrodniczą terenu. Dodatkowe punkty można uzyskać za widok na teren zagospodarowany roślinnością z sąsiednich terenów publicznych.

Szczegółowy opis rodzajów powierzchni uznawanych za aktywne ekologicznie wraz z wartością przelicznika za 1 m<sup>2</sup> powierzchni przedstawia tabela 4.3.

---

<sup>54</sup> Opracowano na podstawie Seattle Ordinance 122935 (2007) oraz Seattle Green Factor (2010).



**Rysunek 4.3.** Obszary zastosowania SGF w Seattle (opracowanie własne na podstawie Seattle Green Factor, 2010)

Tabela 4.3. Podstawy do obliczenia wskaźnika SGF

Rodzaje powierzchni	Przelicznik
Powierzchnia pokryta roślinnością	
powierzchnia pokryta roślinnością o miąższości warstwy glebowej mniejszej niż 24 cale*	0,1
powierzchnia pokryta roślinnością o miąższości warstwy glebowej równej lub większej niż 24 cale	0,6
możliwości bioretencji	1,0
Rośliny	
darń, trawa, rośliny okrywowe, inne rośliny o wysokości mniejszej niż 2 stopy** w stanie dorosłym	0,1
krzewy i byliny o wysokości powyżej 2 stóp w stanie dorosłym – liczone jako 16 stóp kwadratowych na roślinę (sadzone typowo przy rozstawie nie większej niż 18 stóp)	0,3
korona drzew małych ( rozpiętość korony 15 stóp) – liczona jako 50 stóp kwadratowych na drzewo	0,3
korona drzew średnich mniejszych (rozpiętość korony 20 stóp) – liczona jako 100 stóp kwadratowych na drzewo	0,3
korona drzew średnich większych (rozpiętość korony 25 stóp) – liczona jako 150 stóp kwadratowych na drzewo	0,4
korona drzew dużych (rozpiętość korony 30 stóp) – liczona jako 200 stóp kwadratowych na drzewo	0,4
korona istniejących drzew do zachowania o średnicy pnia powyżej 6 cali liczone jako 15 stóp kwadratowych na każdy cal średnicy	0,8
Zielone dachy	
o miąższości substratu glebowego nie mniejszej niż 2 cale i nie większej niż 4 cale	0,4
o miąższości substratu glebowego nie mniejszej niż 4 cale	0,7
Ściany pokryte pnączami	0,7
Urządzenia wodne (np. fontanny)	0,7
Nawierzchnie przepuszczalne	
nawierzchnie przepuszczalne o miąższości gleby lub żwiru nie mniejszej niż 6 cali i nie większej niż 24 cale	0,2
nawierzchnie przepuszczalne o miąższości gleby lub żwiru równej lub większej niż 24 cale	0,5
Gleby strukturalne	0,2
Bonusy	
rośliny odporne na susze lub gatunki roślin rodzimych	0,1
powierzchnia pokryta roślinnością, do podlewania której rocznie zużywa się co najmniej 50% zgromadzonej wody deszczowej	0,2
ogród widoczny z sąsiadujących publicznych przejść i przejazdów oraz publicznych terenów otwartych	0,1
produkcja żywności	0,1

\* 1 cal = 2,54 cm; \*\* 1 stopa = 30,48 cm.

Źródło: Seattle Ordinance 122935.

Wielkość wskaźnika dla zabudowy mieszkaniowej jest uzależniona od jej lokalizacji w strefach funkcjonalnych miasta. Wyróżnikiem jest tu wysokość zabudowy, wielkość wskaźnika wynosi odpowiednio: 0,5 dla stref zabudowy wysokiej i średniej oraz 0,6 dla stref zabudowy niskiej.

#### 4.5. Wskaźnik powierzchni terenu biologicznie czynnej<sup>55</sup>

Stosowany w Polsce wskaźnik powierzchni terenu biologicznie czynnej (TBC<sup>56</sup>) jest wskaźnikiem podobnym w swej naturze do opisywanych w poprzednich podrozdziałach, jednakże dotyczy jedynie terenów, które są aktywne biologicznie. Nie uwzględnia zatem rozwiązań, które sprzyjają poprawie funkcjonowania hydrologicznego. Przy jego obliczaniu, podobnie jak w przypadku BAF, bierze się pod uwagę jedynie powierzchnię zajmowaną przez poszczególne elementy uznane za biologicznie czynne, nie uwzględnia się natomiast zróżnicowania w strukturze roślin. Sposób obliczania wskaźnika jest analogiczny jak w przypadku BAF, GF i SGF. Wielkość wskaźnika to stosunek powierzchni aktywnej biologicznie do powierzchni działki. Szczegółowy opis rodzajów powierzchni uznawanych za aktywne biologicznie wraz z wartością przelicznika za 1 m<sup>2</sup> powierzchni przedstawia tabela 4.4.

**Tabela 4.4.** Podstawy do obliczenia wskaźnika TBC

Rodzaje powierzchni	Przelicznik
Teren z nawierzchnią ziemną urządzonej w sposób zapewniający naturalną vegetację	1,0
Wody powierzchniowe	1,0
Taras i stropodachy z nawierzchnią ziemną urządzonej w sposób zapewniający naturalną vegetację	0,5
powierzchnia takiego tarasu lub stropodachu nie powinna być mniejsza niż 10 m <sup>2</sup>	

Źródło: Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 12 kwietnia 2002 roku w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie.

Stosowana minimalna wielkość wskaźnika terenu biologicznie czynnego w terenach mieszkaniowych może wynikać z:

<sup>55</sup> Powierzchnia terenu biologicznie czynna, zgodnie z rozporządzeniem Ministra Infrastruktury z dnia 12 kwietnia 2002 roku w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie, to „grunt rodzimy pokryty roślinnością oraz wodą powierzchniową na działce budowlanej, a także 50% sumy nawierzchni tarasów i stropodachów, urządzonych jako stałe trawniki lub kwietniki na podłożu zapewniającym ich naturalną vegetację, o powierzchni nie mniejszej niż 10 m<sup>2</sup>”.

<sup>56</sup> W niniejszym rozdziale dla wskaźnika powierzchni terenu biologicznie czynnej w dalszym ciągu stosowany jest skrót TBC.

- rozporządzenia Ministra Infrastruktury z dnia 12 kwietnia 2002 roku w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie,
- ustaleń miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego.

Zgodnie z rozporządzeniem Ministra Infrastruktury z dnia 12 kwietnia 2002 roku w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie, na działkach budowlanych przeznaczonych pod zabudowę wielorodzinną 25% działki należy urządzić jako teren biologicznie czynny. Odstępstwem od tej reguły, zgodnie z dalszą treścią rozporządzenia, mogą być ustalenia miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego. Należy podkreślić, że rozporządzenie dotyczy jedynie zabudowy mieszkaniowej wielorodzinnej, dla zabudowy jednorodzinnej minimalnego udziału terenów biologicznie czynnych nie określa się.

Wprowadzone w 2010 roku zmiany w ustawie o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym dotyczące zasad kształtowania zabudowy oraz wskaźników zagospodarowania terenu w miejscowych planach zagospodarowania przestrzennego wprowadziły obowiązek określania minimalnego udziału procentowego powierzchni biologicznie czynnej w odniesieniu do powierzchni działki budowlanej. Wcześniej ustalenie to nie było obligatoryjne, a o konieczności uwzględnienia powierzchni biologicznie czynnej w ustaleniach dokumentów planistycznych mówił, ale nie wprost, art. 72 ust. 2 ustawy Prawo ochrony środowiska z 2001 roku: „w studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gmin oraz w miejscowych planach zagospodarowania przestrzennego, przy przeznaczaniu terenów na poszczególne cele oraz przy określaniu zadań związanych z ich zagospodarowaniem w strukturze wykorzystania terenu, ustala się proporcje pozwalające na zachowanie lub przywrócenie na nich równowagi przyrodniczej i prawidłowych warunków życia”.

#### 4.6. Greenery Provision<sup>57</sup>

Greenery Provision (GnP) jest jedną ze składowych Zielonego certyfikatu (Green Mark), przyznawanego od 2005 roku w Singapurze inwestycjom za rozwiązania proekologiczne.

Główną składową przy obliczaniu Greenery Provision jest wielkość wskaźnika Green Plot Ratio (GnPR)<sup>58</sup>, który uwzględnia trzeci wymiar roślin. Przy jego obliczaniu wykorzystywany jest współczynnik LAI (Leaf Area Index), o którym mowa

<sup>57</sup> Opracowano na podstawie The Code for Environmental Sustainability of Buildings 2<sup>nd</sup> Edition (2010) oraz BCA Green Mark for New Residential Buildings Version RB/4.0 (2010).

<sup>58</sup> Koncepcja Green Plot Ratio (GPR) została opracowana przez Onga (2003) jako analogia do stosowanego powszechnie w urbanistyce na całym świecie współczynnika intensywności zabudowy. Ong zaproponował generalne zróżnicowanie wskaźnika GPR w zależności od rodzaju roślinności: dla trawników 1 : 1, dla krzewów 3 : 1 a dla drzew 6 : 1.



w rozdziale 5.5.2 i który jest definiowany jako stosunek łącznej powierzchni liści (liczonej z jednej strony) do powierzchni terenu pokrytego danym rodzajem roślinności.

Przy obliczaniu wskaźnika Green Plot Ratio uwzględnia się zróżnicowanie w strukturze gatunkowej oraz wielkości roślin. Składowe niezbędne do obliczania wskaźnika GnPR przedstawia tabela 4.5.

**Tabela 4.5.** Podstawy do obliczenia wskaźnika GnPR

Wyszczególnienie	Grupa roślin				
	drzewa	palmy	krzewy i rośliny okrywowe	murawa/ /darń	roślinność wertykalna
Wartość LAI	2,5 – o koronie otwartej	2,5 – pojedyncze 4,0 – rosące w zwarciu	3,5 – jednoliścienne 4,5 – dwuliścienne	2,0	2,0
	3,0 – o koronie pośredniej				
	4,0 – o koronie zwartej				
Powierzchnia	60 m <sup>2</sup> na każde drzewo	20 m <sup>2</sup> – pojedyncze 17 m <sup>2</sup> – rosące w zwarciu	obszar pokryty roślinnością	obszar pokryty roślinnością	obszar pokryty roślinnością

Należy podkreślić, że w przypadku ogrodów na dachach wartość wskaźnika Green Plot Ratio oblicza się tak samo jak dla ogrodów rosnących na gruncie. Jest to zatem nieco odmienne podejście od opisywanych w poprzednich podrozdziałach, gdzie dla ogrodów na dachach stosowano przeliczniki od 0,5 do 0,7.

Przy obliczaniu Greenery Provision (GnP) oprócz wskaźnika Green Plot Ratio (GnPR) bierze się także pod uwagę zachowanie istniejących drzew oraz możliwość używania kompostu pochodzącego z odpadów ogrodniczych. Szczegółowy sposób alokacji punktów przy obliczaniu GnP przedstawia tabela 4.6.

**Tabela 4.6.** Greenery Provision – sposób alokacji punktów

Składowe Greenery Provision	Liczba punktów
Green Plot Ratio	
1,0 do < 2,0	1
2,0 do < 3,0	2
3,0 do < 4,0	3
4,0 do < 5,0	4
5,0 do < 6,0	5
6,0 i powyżej	6
Ochrona istniejących drzew lub przesadzenie drzew	1
Używanie kompostu pochodzącego z odpadów ogrodniczych	1

## **58** Osiedle mieszkaniowe w strukturze przyrodniczej miasta

---

Maksymalnie za GnP można uzyskać 8 z 50 punktów przyznawanych w ramach certyfikacji Green Mark, z czego maksymalnie 6 za wielkość współczynnika Green Plot Ratio.

## **5. Osiedlowe tereny biologicznie czynne i ich znaczenie w kształtowaniu struktury przyrodniczej oraz warunków życia w miastach – wyniki badań**

*Barbara Szulczewska*

### **5.1. Koncepcja i główne założenia badań**

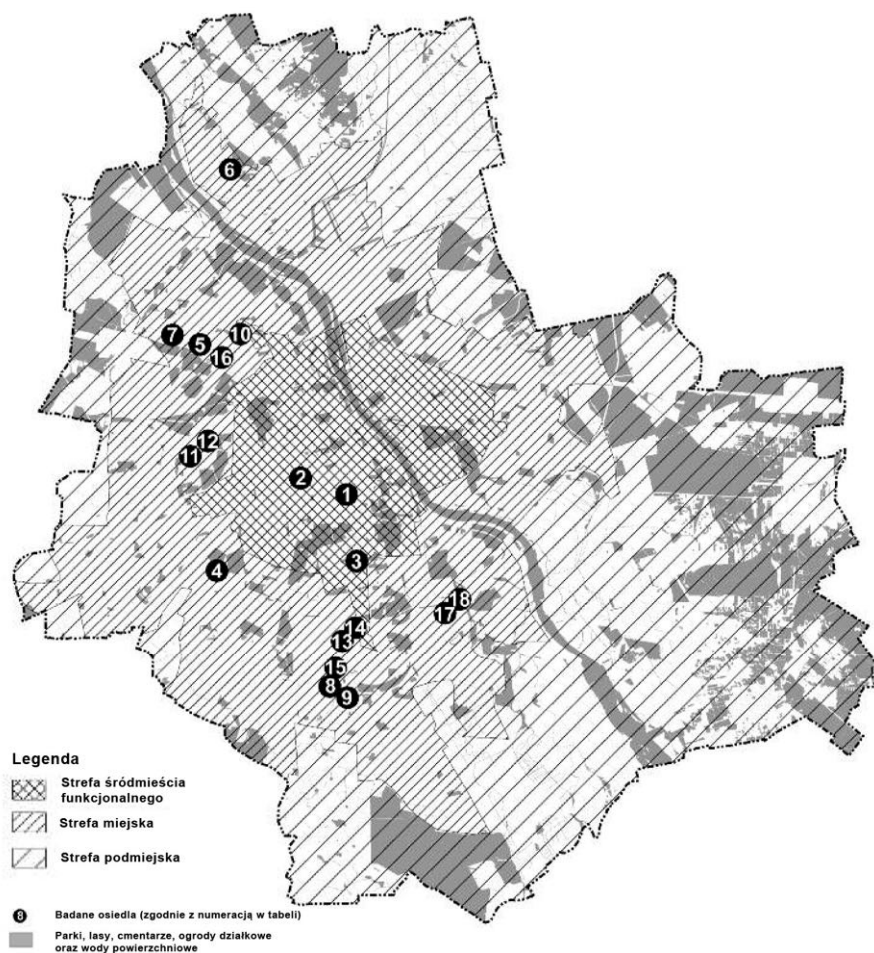
W rozdziale 2 omówiono znaczenie osiedlowych terenów biologicznie czynnych dla kształtowania i funkcjonowania struktury przyrodniczej miasta. Na tle tego omówienia łatwo uzasadnić, że znaczenie to jest w znacznym stopniu pochodną udziału terenów biologicznie czynnych w strukturze przestrzennej osiedla. Od przeszło 10 już lat, czyli od ukazania się ustawy Prawo ochrony środowiska (2010), w studiach uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy oraz miejscowych planach zagospodarowania przestrzennego ustalane są proporcje między terenami biologicznie czynnymi i zabudowanymi, dzięki którym „powinno być możliwe zachowanie lub przywracanie [...] równowagi przyrodniczej i prawidłowych warunków życia” (art. 72.2). W rozporządzeniu Ministra Infrastruktury z dnia 12 kwietnia 2002 roku w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie, określono też minimalną wielkość wskaźnika powierzchni terenu biologicznie czynnej, między innymi dla zabudowy wielorodzinnej. Wynosi ona 25% powierzchni działki. Pojawia się jednak wątpliwość, czy istotnie ustalone w ten sposób proporcje są w stanie zapewnić zachowanie równowagi przyrodniczej i prawidłowe warunki życia na terenie objętym planem miejscowym.

Zasadnicze pytanie, jakie postawiono na początku badań, dotyczyło minimalnej, pożądanej wartości granicznej wskaźnika TBC. Chodziło o stwierdzenie, w jakich warunkach i przy jakiej wielkości wskaźnika na obszarze osiedla procesy przyrodnicze przebiegają we względnie naturalny sposób, a kiedy są one całkowicie uzależnione od istniejącego zagospodarowania. Ponadto, starano się zbadać, jakie dodatkowe czynniki, oprócz wielkości TBC, wpływają na przebieg badanych procesów.

W tym celu wybrane zostały istniejące osiedla warszawskie jako objekty badań i analiz. Wyboru osiedli (lub ich fragmentów) dokonano z zastosowaniem czterech kryteriów:

- zróżnicowanie wartości TBC (od około 20 do prawie 70%),
- zróżnicowane położenie względem terenów zieleni lub innych obszarów pokrytych roślinnością (część obiektów była położona w sąsiedztwie takich terenów, a część wyraźnie od nich odizolowana),
- powierzchnia badanego obiektu między 5–7 ha,
- wiek osiedla – wybudowane przynajmniej 10 lat temu (gwarantowało to odpowiedni rozwój roślinności).

Lokalizację wybranych osiedli ilustruje rysunek 5.1.1, a ich zestawienie zawiera tabela 5.1.1.



Rysunek 5.1.1. Lokalizacja badanych osiedli (opracowanie własne)

**Tabela 5.1.1.** Zestawienie parametrów badanych osiedli

Lp.*	Nazwa osiedla**	TBC [%]	Powierzchnia osiedla [ha]	Powierzchnia zabudowy [%]	Współczynnik intensywności zabudowy [-]
1	Hoża	16,41	7,38	45,75	2,23
2	Pańska	17,67	5,13	37,78	2,50
3	Sandomierska	18,24	6,28	39,17	1,80
4	Włodarzewska	40,66	5,07	27,89	1,25
5	Zgrupowania Żmija	41,73	7,57	21,56	1,02
6	Kamińskiego	44,48	5,96	25,42	0,98
7	Literacka	47,12	8,02	16,79	0,68
8	Orzycka	48,61	6,09	16,78	0,95
9	Rzymowskiego	51,18	5,95	17,48	0,73
10	Duracza	51,81	7,61	13,82	0,71
11	Olbrachta	52,48	7,46	14,34	1,24
12	Koło	54,33	7,26	22,56	0,80
13	Langego	56,91	7,53	13,18	1,19
14	Domaniewska	57,76	5,71	15,26	1,14
15	Bokserska	58,61	6,66	15,76	0,56
16	Conrada	59,58	7,47	13,85	1,26
17	Limanowskiego	65,11	7,01	14,25	0,62
18	Bernardyńska	67,40	6,82	7,72	0,72

\* Numeracja badanych osiedli według rysunku 5.1.1.

\*\* Nie są to nazwy własne osiedli. Zostały one nadane przez członków zespołu badawczego dla ułatwienia komunikacji.

Obliczenie danych i wskaźników zamieszczonych w tabeli 5.1.1 umożliwiła baza danych GIS przygotowana specjalnie w tym celu na podstawie inwentaryzacji terenowych (wyniki w wersji map papierowych). Tabela 5.1.2 zawiera wykaz elementów zagospodarowania wraz z cechami, które były przedmiotem inwentaryzacji, a rysunek 5.1.2 przedstawia jej wyniki dla wybranych osiedli.

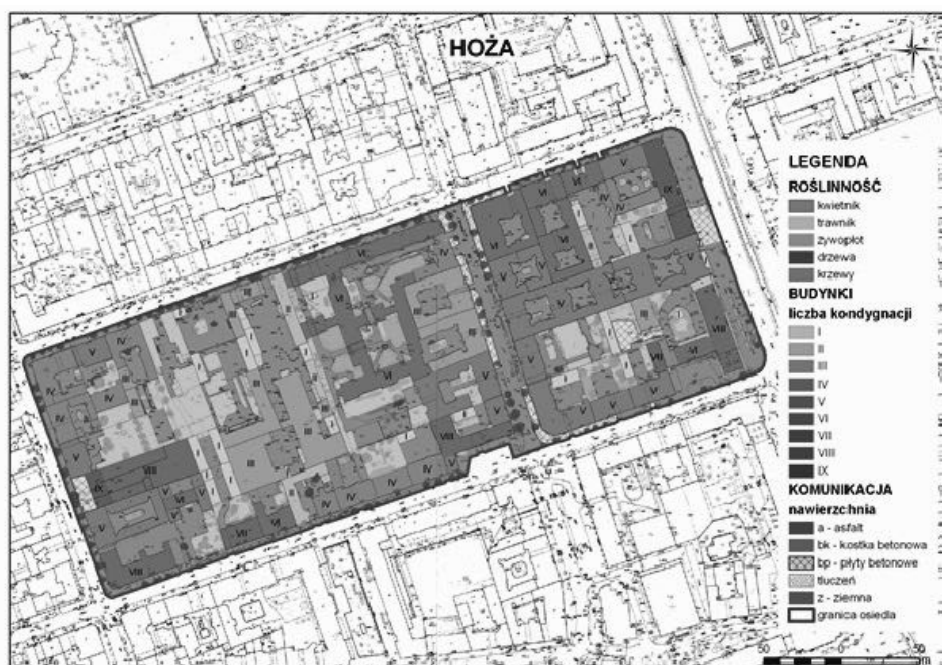
Dla każdego z osiedli przeprowadzono badania, które pozwoliły na określenie panujących w ich obrębie warunków klimatycznych, hydrologicznych i biologicznych. Ich zakres przedstawia tabela 5.1.3.

Badania o podobnym charakterze, choć z nieco innymi celami i założeniami były prowadzone w Polsce w latach 70. XX wieku (Lipińska 1977). Dotyczyły one, przede wszystkim, funkcji zieleni osiedlowej. Jedną z zasadniczych konkluzji tych badań mówi o większym znaczeniu kubatury (masy) zieleni niż jej powierzchni. Ten wątek został rozwinięty w prezentowanych badaniach, głównie w ramach określania wskaźnika Green Plot Ratio (patrz podrozdział 4.6).

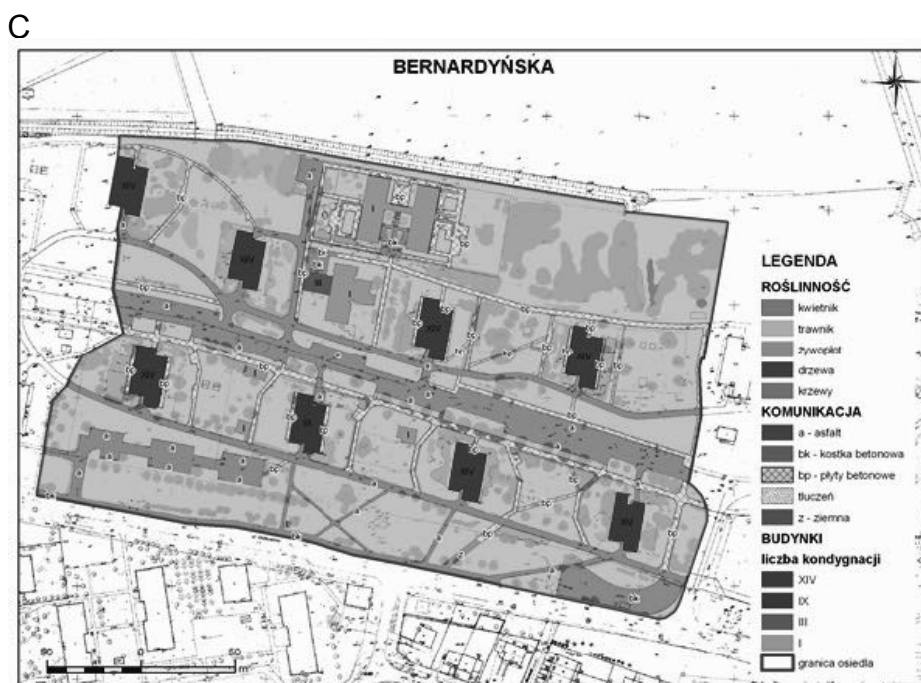
Tabela 5.1.2. Dane będące przedmiotem inwentaryzacji terenowej

Przedmiot inwentaryzacji	Inwentaryzowane cechy
Komunikacja	rodzaj drogi (piesza/pieszko-jezdna/jezdna) plac parking rodzaj nawierzchni (asfaltowa/betonowa z płyt/betonowa z kostki/betonowa rastrowa/płyty z kamienia naturalnego/ziemna/trawiasta/inna)
Budynki	typ budynku (mieszkalny/usługowy/gospodarczy lub garażowy/techniczny) wysokość (poniżej 12 m; 12–25 m; powyżej 25 m) liczba kondygnacji rodzaj elewacji (tynk/kamień naturalny/płyty elewacyjne/prefabrykaty betonowe) pokrycie płacami ogród na dachu
Roślinność	trawnik żywopłot krzewy (wysokość poniżej 50 cm; 50–150 cm; powyżej 150 cm) grupy drzew szpalery drzew drzewa – solitery (wysokość do 5 m; 5–10 m; powyżej 10 m)

A



Rysunek 5.1.2. Inwentaryzacja zagospodarowania osiedli: A – Hoża (TBC ok. 16%) (opracowanie własne)



cd. rysunku 5.1.2. Inwentaryzacja zagospodarowania osiedli: B – Kamińskiego (TBC ok. 45%), C – Bernardyńska (TBC ok. 70%)

Tabela 5.1.3. Zakres i cele badań

Przedmiot badań	Badane procesy lub/i czynniki	Główne cele badań
Warunki klimatyczne	pomiary na stacjach bazowych: temperatura powietrza, wilgotność względna (średnie 10-minutowe, dobowe, miesięczne) pomiary marszrutowe (średnie 1-minutowe): temperatura i wilgotność powietrza, prędkość wiatru oraz zachmurzenie	ocena przestrzennego zróżnicowania klimatu lokalnego (warunki termiczne, wiatrowe i wilgotnościowe) osiedli mieszkaniowych w zależności od różnego pokrycia terenu i zagospodarowania przestrzennego
Warunki hydrologiczne	trzy składowe rozchodu wód opadowych: odpływ powierzchniowy, ewapotranspiracja i infiltracja (w warunkach typowych dla okresu po intensywnych opadach) porównanie wyników z wartościami dla terenu o naturalnym pokryciu	ocena zróżnicowania intensywności procesów hydrologicznych
Warunki biologiczne	różnorodność florystyczna, wskaźniki różnorodności Shannona i Simpsona, wskaźnik synantropizacji (udział liczby gatunków obcego pochodzenia do wszystkich gatunków w próbie), udział gatunków rodzimych, niesynantropijnych w próbie bogactwo gatunkowe motyli dziennych Green Plot Ratio	ocena różnorodności florystycznej osiedlowych terenów zieleni ocena jakości środowiska przyrodniczego na podstawie liczebności gatunkowej motyli dziennych ocena intensywności przebiegu procesów przyrodniczych (fotosynteza, transpiracja, metabolizm)

Cele i szczegółowe metody badań zaprezentowano w kolejnych rozdziałach tej publikacji.

*Magdalena Kuchcik*

## 5.2. Klimat osiedli mieszkaniowych i możliwości jego kształtowania

### 5.2.1. Cechy charakterystyczne klimatu miasta

Klimat miasta różni się znacząco od warunków pozamiejskich: notuje się tu większe zanieczyszczenie powietrza, wyższą temperaturę powietrza a mniejszą jego wilgotność, zmniejszoną prędkość wiatru i zmodyfikowane jego pole, zwiększone zachmurzenie oraz zmieniony rozkład i wielkość opadów.



Najlepiej opisaną i zbadaną cechą klimatu miasta jest występowanie miejskiej wyspy ciepła – obszaru wyraźnie cieplejszego od terenów podmiejskich. Zjawisko to powstaje głównie na skutek specyficznego bilansu radiacyjnego miasta wynikającego z zanieczyszczenia powietrza i geometrycznych właściwości zabudowy miejskiej; zwiększonej pojemności cieplnej materiałów budowlanych (tj. beton, asfalt); antropogenicznego strumienia ciepła (zwłaszcza zimą); osłabionego przepływu powietrza; zmniejszonej ewapotranspiracji spowodowanej małym udziałem powierzchni biologicznie czynnej (Oke 1995, Rosenfeld i in. 1995, Fortuniak 2003). W miastach polskich miejska wyspa ciepła osiąga zazwyczaj natężenie 5–8°C, a jej maksymalne udokumentowane wartości przewyższają 7°C w Krakowie (Lewińska i in. 1990) i we Wrocławiu (Szymanowski 2004), 10°C (Wawer 1995, Błażejczyk i in. 2014) czy 12°C w Łodzi (Fortuniak 2003).

Od lat 80. XX wieku coraz więcej opublikowano prac dotyczących wpływu terenów biologicznie czynnych w mieście na warunki aerosanitarne, termiczno-wilgotnościowe czy odczuwalne przez człowieka (Fortini 1985, Lewińska 2000, Błażejczyk 2002, Kuchcik 2003, Gill i in. 2007). Drzewa, zwłaszcza liściaste, odgrywają dużą, pozytywną rolę w melioracji klimatu miasta. Przede wszystkim zieleni parkowa asymiluje dwutlenek węgla, a produkuje tlen, który zazwyczaj notuje w mieście deficyt. Badania w parkach warszawskich wykazały, że w dużym parku stężenie zanieczyszczeń gazowych maleje już w odległości kilkunastu metrów od ulicy, a wpływ ulicy zanika we wnętrzu parku (park Praski), w mniejszym parku otoczonym ulicami spadek stężenia zanieczyszczeń sięga 20–30% (Ogród Saski) (Skorupski 1984). Drzewa emitują do atmosfery duże ilości pary wodnej: duży dąb transpiruje do atmosfery około 150 tysięcy l wody rocznie (Hanson 1991). Wilgotność względna powietrza w parkach jest większa w stosunku do terenów o intensywnej zabudowie zimą średnio o 3–8%, zaś latem o 5–20% (Kopacz-Lembowicz i in. 1984, Makhelouf 2009). Tereny zieleni, zarówno wskutek zacienienia, jak i innego niż powierzchnie sztuczne bilansu cieplnego, powodują spadek temperatury gruntu oraz powietrza. Badania prowadzone w Warszawie wskazują, że typowy dla parków spadek temperatury powietrza, widoczny zwłaszcza latem, rośnie w głąb parku i sięga średnio o 2–3°C w porze nocnej i 1°C w ciągu dnia. Dużą stabilność termiczną notuje się pod okapem drzew, zaś duże zmiany termiczne nad trawnikami o dużej ekspozycji dosłonecznej (Kossowska-Cezak 1978, Olszewski 1978). Ogólnie parki, których rola w kształtowaniu warunków klimatycznych wzrasta w sezonie wegetacyjnym, traktowane są jako wyspy chłodu i wilgoci, które dodatkowo redukują zanieczyszczenie powietrza i hałas. Jednak ich oddziaływanie na tereny zewnętrzne zmienia się w zależności od charakteru samych parków oraz strefy klimatycznej, w jakiej są położone (Spronken-Smith i Oke 1998).

Wpływ trawników, najpopularniejszej formy zieleni miejskiej, na teren otaczający zależy głównie od ich wielkości. Przy 1000 m<sup>2</sup> trawnika obniżenie temperatury powietrza widoczne jest jedynie tuż przy powierzchni ziemi i sięga obszaru najbliższych ulic i placów. Dopiero trawniki o powierzchni około 3000 m<sup>2</sup> oddziałują na dalsze otoczenie (Kopacz-Lembowicz i in. 1984).

Na kształtowanie warunków termicznych w mieście wpływa głównie roślinność wysoka, i to nie tylko zgromadzona w parkach, nawet tych sąsiadujących z gęstą zabudową, ale także ta rosnąca w osiedlach mieszkaniowych. Niektóre prace dowodzą braku wpływu pojedynczego drzewa w kanionie ulicznym na temperaturę powietrza, zaś wyraźnie pozytywny wpływ nawet niewielkich grup drzew czy szpaleru drzew wzdłuż ulicy na zarówno temperaturę powietrza, jak i hałas oraz zanieczyszczenie przygruntowej warstwy powietrza (Streiling i Matzarakis 2003).

Inną pozytywną cechą roślinności jest to, że wiele gatunków drzew (m.in. sosna, świerk, modrzew) i krzewów wydziela fitonocydy, substancje lotne o działaniu bakteriobójczym, działającym leczniczo na drogi oddechowe czy pobudzające układ nerwowy (Krzymowska-Kostrowicka 1997). Należy jednak zaznaczyć, że nie zawsze oddziaływanie drzew na klimat jest jednoznacznie pozytywne. Niektóre gatunki drzew, np. wierzba, emitują duże ilości węglowodorów, które wchodząc w reakcje z tlenkami azotu emitowanymi przez pojazdy na drogach, prowadzą do powstania niekorzystnego dla człowieka smogu fotochemicznego (Chameides i in. 1988, Kuttler i Strassburger 1999). Brzoza, leszczyna czy olcha mają najwyższą klasę alergenicności i stanowią istotne zagrożenie w powstawaniu zaostrzeń objawów alergii. Z kolei inne powszechnie stosowane na obszarze miejskim drzewa, takie jak topola, wierzba, lipa, dąb czy buk, charakteryzują się średnim stopniem alergenicności (Majkowska-Wojciechowska i in. 2012). Podwyższona temperatura powietrza w mieście sprzyja wzrostowi potencjału alergizującego szaty roślinnej (Ziska i Beggs 2011). Dodatkowo, zanieczyszczenie powietrza charakterystyczne dla miasta prowadzi do zmian w fizjologii roślin i większej produkcji białek, także tych opłaszczających ziarna pyłku (Beck i in. 2013, Todea i in. 2013). Zanieczyszczenie atmosfery w mieście zwiększa zatem potencjał alergizujący roślin, ułatwia penetrację alergenów do dróg oddechowych i nasila przebieg reakcji alergicznej (Błażejczyk i in. 2014).

Notowane w ostatnich dziesięcioleciach zmiany klimatu stają się uciążliwe dla mieszkańców miast każdej szerokości geograficznej: coraz cieplejsze lata, łagodniejsze, deszczowe zimy, coraz częstsze opady o charakterze nawalnym, a przede wszystkim coraz częstsze i dłuższe fale upałów (WHO 2004, Kuchcik 2006, 2013, IPCC 2007, 2012, WHO/WMO 2012). Wrażliwość zainteresowaniem klimatem i świadomość dobroczynnego, ochładzającego wpływu terenów biologicznie czynnych na klimat miasta. Opracowywane są także strategie uwzględniania uwarunkowań klima-

tycznych w planowaniu urbanistycznym (Scherer i in. 1999, Eliasson 2000, Gill i in. 2007, Alcoforado i in. 2009, Fassbinder 2014), a przy okazji renowacji elewacji i dróg używa się materiałów z niskim poziomem admitancji cieplnej (Rosenfeld i in. 1995, Doulos i in. 2004).

Według jednej ze strategii adaptacji do zmian klimatu w środowisku miejskim, zakładając różne scenariusze emisji dwutlenku węgla, wzrost maksymalnej temperatury powierzchni czynnej do 2080 roku wyniesie na terenach wysokozurbanizowanych 1,7–3,7°C. Dodanie w tym miejscu 10% terenów biologicznie czynnych obniżyłoby temperaturę w stosunku do obecnej o 0,7–1,2°C w zależności od scenariusza zmian klimatycznych. Z kolei odjęcie 10% powierzchni biologicznie czynnej doprowadziłoby do wzrostu temperatury o 7 lub 8°C w zależności od scenariusza (Gill i in. 2007).

Zielone dachy, które chronią budynek przed nadmiernym przegrzaniem latem i wychłodzeniem zimą, nie tylko zmniejszają natężenie efektu miejskiej wyspy ciepła, ale też pozwalają na zaoszczędzenie energii zużytej na ogrzanie zimą i ochłodzenie latem wnętrza pomieszczeń. Rośliny porastające dach produkują także tlen, a wychwytyując drobne zanieczyszczenia powietrza oraz asymilując dwutlenek węgla, przyczyniają się do zmniejszenia stężenia zanieczyszczeń powietrza. Są rezerwuarem wilgoci, zmniejszają ilość wody odprowadzanej do kanalizacji miejskiej oraz powodują wzrost wilgotności powietrza. Ponadto średnio o 8 dB zmniejszają także poziom hałasu w pomieszczeniach znajdujących się bezpośrednio pod nimi (Banting i in. 2005, Brenneisen 2006). Z punktu widzenia samej temperatury powietrza w mieście bardzo efektywne byłoby powszechne wprowadzenie tzw. chłodnych dachów (cool roofs), czyli dachów w kolorze białym lub innym bardzo jasnym, o wysokim albedo. Dachy takie według modeli klimatycznych wydają się być nawet bardziej efektywne niż dachy zielone (Bonazzi i in. 2014).

Na osiedlach mieszkaniowych znaczenie ma także zacienienie terenów rekreacyjnych. W gorące dni temperatura ławek i przyrządów do zabaw na wyeksponowanych na promieniowanie słoneczne placach zabaw potrafi przewyższać 50°C, dlatego istotne jest także sadzenie wysokich drzew wokół miejsc wypoczynku i rekreacji (Rosner 2014).

Przykłady badania wpływu zagospodarowania osiedli mieszkaniowych na klimat lokalny są nieliczne, a często tytuły prac sugerują więcej niż ich treść, gdyż autorzy dysponują albo dokładną analizą warunków klimatycznych (Stopa-Boryczka i in. 2011), albo szczegółową inwentaryzacją terenu (Bakay 2012).

Opisane w dalszej części rozdziału wyniki badań klimatu osiedli warszawskich o różnym udziale terenów biologicznie czynnych są unikalne ze względu na swoją interdyscyplinarność i mogą być jednym z argumentów za ustanowieniem norm, które z większym szacunkiem będą traktowały klimat miasta.

### 5.2.2. Badania warunków klimatycznych osiedli

**Zastosowane metody.** Podstawą analizy klimatu lokalnego osiedli mieszkaniowych były 10-minutowe średnie wartości temperatury i wilgotności powietrza mierzone na wysokości 1,5 m nad gruntem przez automatyczne minirejetry HOBO (rys. 5.2.1).



**Rysunek 5.2.1.** Stanowiska pomiarowe na osiedlach Duracza i Hoża (fot. M. Kuchcik)

Czujniki działały od października 2008 do lipca 2010 roku. Umieszczone były nad powierzchnią trawiastą<sup>59</sup>, ale równocześnie w miejscach bezpiecznych, aby nie uległy zniszczeniu lub kradzieży. Były to tzw. stacje bazowe. Dodatkowo, w wybranych dniach czerwca i sierpnia 2009 roku, w okresie pełnej wegetacji roślin przeprowadzono badania patrolowe, których wyniki pozwoliły na ustalenie zróżnicowania warunków klimatycznych wewnątrz wszystkich osiedli. Badania te polegały na trzykrotnej w ciągu dnia (w godzinach rannych, południowych i wieczornych) marszrucie po osiedlu, w czasie której mierzono temperaturę i wilgotność powietrza oraz prędkość wiatru na uprzednio wyznaczonych stanowiskach (Kuchcik i in. 2014).

Uzyskane wyniki zostały przedstawione stosownie do założonego dwuetapowego programu badań. W pierwszej kolejności opisano wyniki dwuletniej serii pomiarów stacji bazowych. W takim ujęciu różnice warunków termiczno-wilgotnościowych między osiedlami wynikają z ich położenia geograficznego w mieście oraz

<sup>59</sup> Podobne usytuowanie (nad powierzchnią trawiastą) jest konieczne do porównania średnich warunków termiczno-wilgotnościowych panujących osiedlach wynikających z położenia geograficznego i charakteru osiedla, nie zaś z lokalizacji samego punktu pomiarowego, jak stałoby się, gdyby porównywano stanowiska np. nad trawą i asfaltem.

z udziału terenów biologicznie czynnych. Z kolei wyniki pomiarów marszrutowych pokazują prawdziwe zróżnicowanie mikroklimatyczne wewnątrz osiedli. Dopiero ich analiza pozwala na ocenę oddziaływanie danego typu powierzchni na warunki termiczno-wilgotnościowe czy sugerowanie konkretnych rozwiązań mających na celu poprawę klimatu lokalnego osiedli.

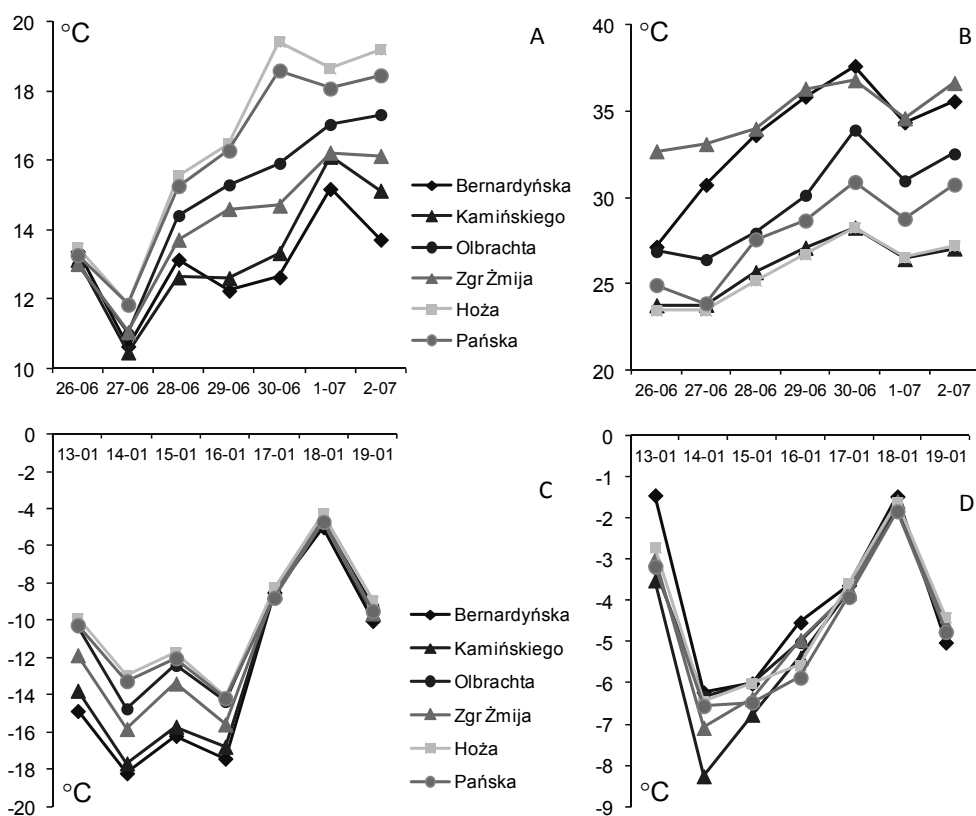
**Wyniki badań: zróżnicowanie klimatyczne osiedli.** W badanym okresie najniższa temperatura powietrza wystąpiła w styczniu 2010 roku, na oddalonych od centrum, położonym w północno-wschodniej części miasta osiedlu Kamińskiego ( $-8,1^{\circ}\text{C}$ ) oraz na osiedlu Bernardyńska ( $-8,0^{\circ}\text{C}$ ), gdzie stanowisko pomiarowe sąsiadowało z terenem otwartym, ale było otoczone wysokimi drzewami i ścianami niskiego budynku przedszkola, co predysponowało tę lokalizację do zastoisk wychłodzonego powietrza zimą i intensywnego nagrzewania się latem. Zimą chłodniejsze od innych były także osiedla Conrada i Włodarzewska. Wyraźnie zaś najcieplejszym osiedlem w chłodnej porze roku było osiedle Hoża ( $-6,9^{\circ}\text{C}$  w styczniu 2010 roku), gdzie od października do końca kwietnia notowano najwyższą temperaturę powietrza spośród wszystkich osiedli.

W lipcu najwyższą średnią temperaturą powietrza cechowały się osiedla z około 20% udziałem terenów biologicznie czynnych (TBC): Hoża, Pańska i Zgrupowanie Żmija. Osiedla Hoża i Pańska leżą w ścisłym centrum miasta, w obrębie występowania miejskiej wyspy ciepła (Urban Heat Island – UHI). O ile zjawisko to jest częściowo korzystne dla człowieka w chłodnym półroczu, jest jednoznacznie negatywne w półroczu ciepłym. Wysoka temperatura na osiedlu Zgrupowania Żmija, leżącym poza zasięgiem najintensywniejszej miejskiej wyspy ciepła, wynika z lokalizacji czujnika na terenie patio otoczonego 5- i 6-kondygnacyjną zabudową, ale także z intensywności i układu zabudowy całego osiedla.

Średnio w roku najchłodniejsze były osiedla: Kamińskiego, Włodarzewska, Bokserska i Conrada. Dwa pierwsze to osiedla 15-letnie, z około 40% udziałem terenów biologicznie czynnych (TBC), ale leżące na obrzeżach miasta, w sąsiedztwie terenów otwartej. Dwa pozostałe są usytuowane bliżej centrum miasta, ale są to osiedla 30–60-letnie, o TBC około 60%, co wskazuje na ochładzające oddziaływanie terenów biologicznie czynnych na kształtowanie warunków klimatycznych. Średnia miesięczna temperatura powietrza we wszystkich osiedlach miejskich była o  $0,2\text{--}2,3^{\circ}\text{C}$  wyższa od notowanej poza miastem, w Legionowie.

Różnice termiczne między wybranymi osiedlami dobrze ilustruje przebieg temperatury powietrza w okresach pogody bezchmurnej. Między 26 czerwca a 2 lipca 2010 roku, w ciągu dnia różnice między najsilniej nagrzewającymi się osiedlami Zgrupowania Żmija i Bernardyńską, a relatywnie chłodnymi w ciągu dnia osiedlami Hoża i Conrada sięgały  $10^{\circ}\text{C}$ . W okresie, kiedy dobowo zmienność temperatury

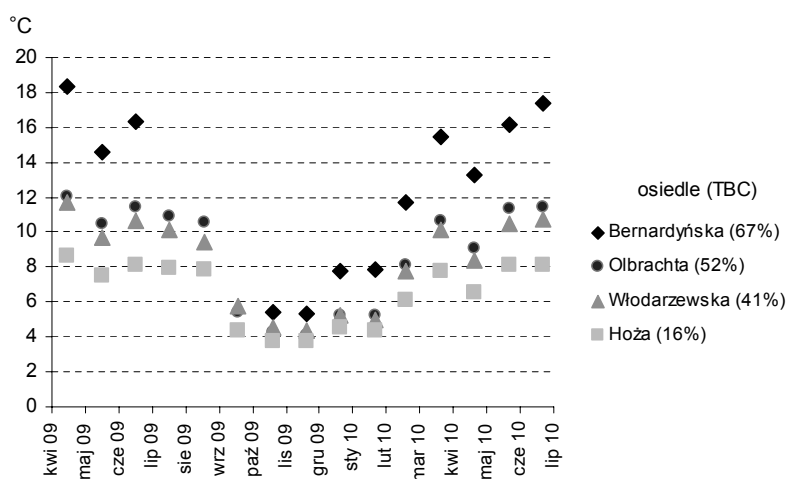
powietrza jest duża, wyraźnie widać wpływ zabudowy, zmniejszający różnice termiczne i „wygaszający” dobową amplitudę temperatury powietrza. 30 czerwca temperatura minimalna wahała się od 12,6°C na osiedlu Bernardyńska do 19,4°C na osiedlu Hoża, zaś temperatura maksymalna odpowiednio 37,6°C na wyeksponowanym na promieniowanie słoneczne stanowisku na osiedlu Bernardyńska i 28,3°C na zacienionym przez większość część dnia stanowisku na osiedlu Hoża, czyli tyle samo, co na leżącym na obrzeżach miasta osiedlu Kamińskiego (rys. 5.2.2).



**Rysunek 5.2.2.** Średnia minimalna i maksymalna temperatura powietrza w wybranych osiedlach w czasie pogody radiacyjnej: temperatura minimalna (A) i maksymalna (B) latem (26.06–2.07.2010) oraz temperatura minimalna (C) i maksymalna (D) zimą (13–19.01.2010) (opracowanie własne)

Zimą w analizowanym okresie różnica między najcieplejszymi osiedlami (Hożą i Pańską) i najchłodniejszymi osiedlami (Bernardyńską i Kamińskiego) przekroczyła 5,5°C. Na tym ostatnim najniższa była zarówno temperatura minimalna, jak i maksymalna (rys. 5.2.2).

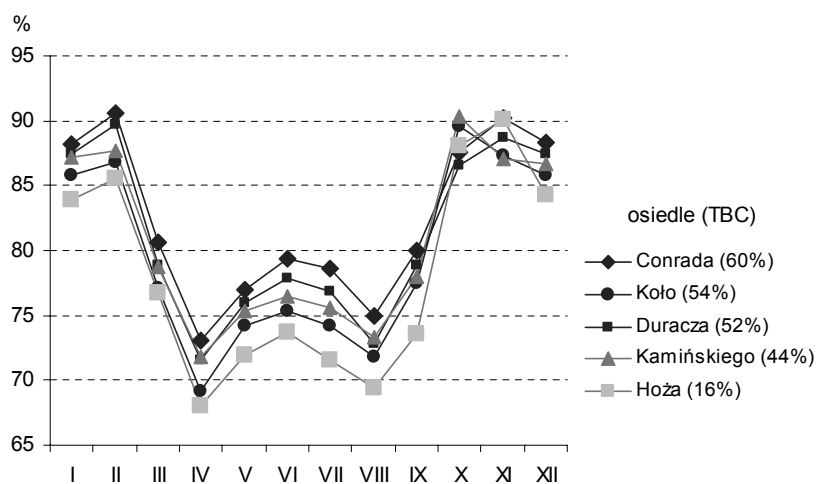
Cechą obszarów silnie zabudowanych jest zmniejszenie dobowych różnic temperatury powietrza, co dobrze ilustruje rysunek 5.2.3. Największa średnia dobowa amplituda temperatury cechowała osiedle Bernardyńska, które ma największy udział TBC – średnia dobowa amplituda temperatury powietrza przekraczała tu  $16^{\circ}\text{C}$  latem, zaś  $5\text{--}7^{\circ}\text{C}$  zimą. Najmniejsze jej wartości oraz zmienność w roku notowano na osiedlu Hoża (TBC 16%), gdzie zimą średnia dobowa amplituda temperatury wynosiła około  $4^{\circ}\text{C}$ , a latem jedynie około  $8^{\circ}\text{C}$ . Zróznicowanie między osiedlami dobowej amplitudy temperatury powietrza było wyraźne w okresie wegetacyjnym, a praktycznie zanikało zimą.



**Rysunek 5.2.3.** Średnia dobową amplitudę temperatury powietrza na czterech osiedlach o różnym udziale terenów biologicznie czynnych (opracowanie własne)

Na części stanowisk mierzono wilgotność względną powietrza. Charakterystyka ta jest odwróceniem rocznego przebiegu temperatury powietrza: największe wartości osiąga w chłodnej porze roku, najmniejsze – w cieplej. Wilgotność względną powietrza wyraźnie zależy od udziału terenów biologicznie czynnych. W ciągu całego roku najmniejsza wilgotność powietrza notowana była na osiedlu Hoża, największa na osiedlu Conrada, czyli na osiedlach o skrajnie małym i dużym udziale zieleni. Różnica między nimi wynosiła około  $5\text{--}7\%$  (rys. 5.2.4).

Zależność średnich miesięcznych wartości temperatury powietrza i wilgotności względnej od wskaźnika terenów biologicznie czynnych i wskaźnika Green Plot Ratio (GPR) przeanalizowano przy użyciu współczynnika korelacji rang Spearmana (tabela 5.2.1).



Rysunek 5.2.4. Średnia wilgotność względna powietrza na wybranych osiedlach (opracowanie własne)

Najsilniejszą korelację stwierdzono między zarówno TBC, jak i GPR a temperaturą minimalną powietrza. W przypadku temperatury minimalnej prawie wszystkie współczynniki korelacji były istotne statystycznie na poziomie 0,05 i wahały się od  $-0,53$  do  $-0,85$ , z czego silniejsza zależność dotyczyła wskaźnika GPR (tabela 5.2.1). Z jednej strony wzrost terenów biologicznie czynnych wiąże się z większym wychładzaniem nocnym osiedli i łatwiejszy jest, jeśli na osiedlu dominuje roślinność liściasta. Z drugiej strony im mniej terenów biologicznie czynnych, tym wyższa temperatura zimą w ciągu całego dnia, a latem w porze nocnej.

Ujemna i w większości istotna korelacja dotyczyła też spadku średniej dobowej temperatury powietrza wraz ze wzrostem TBC i GPR. Dodatnia korelacja, choć istotna statystycznie tylko w dwóch miesiącach, dotyczyła wskaźnika GPR i wilgotności względnej powietrza, co potwierdza pozytywny wpływ roślinności (zwłaszcza liściastej) na ilość pary wodnej w powietrzu. Dodatnie zależności z temperaturą maksymalną powietrza, choć nieistotne statystycznie, potwierdzają, że w pogodne, ciepłe dni silniej nagrzewają się osiedla z dużym udziałem terenów biologicznie czynnych, o dużej insolacji. Niższa temperatura maksymalna notowana jest zaś na gęsto zabudowanych osiedlach, w których duża część powierzchni jest zacieniona przez inne budynki.

Korelacja temperatury minimalnej powietrza i wskaźnika Green Plot Ratio, wyraźnie wyodrębnia trzy grupy osiedli o podobnym charakterze: trzy osiedla z najmniejszym udziałem zieleni (Hoża, Pańska, Sandomierska), osiedla o GPR w zakresie 1,2–1,5 i osiedla z większym udziałem terenów biologicznie czynnych, na których temperatura powietrza przybiera najmniejsze wartości.



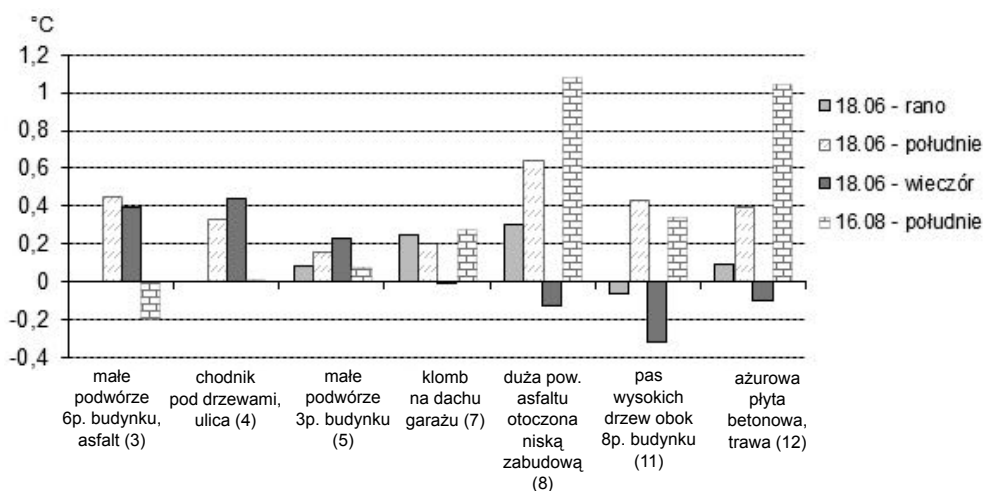
**Tabela 5.2.1.** Współczynniki korelacji rang Spearmana między średnimi miesięcznymi charakterystykami termicznymi i wilgotnością powietrza na analizowanych osiedlach a wskaźnikami TBC i GPR. Okres od listopada 2009 do lipca 2010 roku

Współczynniki korelacji Spearmana							
		TBC	GPR			TBC	GPR
T <sub>sr</sub> 11.2009	Wsp.kor	<b>-0,58</b>	-0,33	T <sub>min</sub> 11.2009	Wsp.kor	<b>-0,69</b>	<b>-0,64</b>
	p	<b>0,019</b>	0,208		p	<b>0,003</b>	<b>0,008</b>
T <sub>sr</sub> 12.2009	Wsp.kor	<b>-0,61</b>	<b>-0,60</b>	T <sub>min</sub> 12.2009	Wsp.kor	<b>-0,60</b>	<b>-0,78</b>
	p	<b>0,012</b>	<b>0,015</b>		p	<b>0,015</b>	<b>0,000</b>
T <sub>sr</sub> 01.2010	Wsp.kor	<b>-0,67</b>	<b>-0,80</b>	T <sub>min</sub> 01.2010	Wsp.kor	<b>-0,71</b>	<b>-0,85</b>
	p	<b>0,004</b>	<b>0,000</b>		p	<b>0,002</b>	<b>0,000</b>
T <sub>sr</sub> 02.2010	Wsp.kor	<b>-0,54</b>	-0,44	T <sub>min</sub> 02.2010	Wsp.kor	<b>-0,65</b>	<b>-0,64</b>
	p	<b>0,029</b>	0,092		p	<b>0,007</b>	<b>0,008</b>
T <sub>sr</sub> 03.2010	Wsp.kor	-0,50	<b>-0,55</b>	T <sub>min</sub> 03.2010	Wsp.kor	<b>-0,55</b>	<b>-0,69</b>
	p	0,050	<b>0,028</b>		p	<b>0,026</b>	<b>0,003</b>
T <sub>sr</sub> 04.2010	Wsp.kor	-0,49	<b>-0,52</b>	T <sub>min</sub> 04.2010	Wsp.kor	<b>-0,60</b>	<b>-0,78</b>
	p	0,057	<b>0,040</b>		p	<b>0,014</b>	<b>0,000</b>
T <sub>sr</sub> 05.2010	Wsp.kor	-0,32	-0,31	T <sub>min</sub> 05.2010	Wsp.kor	-0,49	<b>-0,53</b>
	p	0,226	0,235		p	0,057	<b>0,034</b>
T <sub>sr</sub> 06.2010	Wsp.kor	-0,29	-0,27	T <sub>min</sub> 06.2010	Wsp.kor	<b>-0,54</b>	<b>-0,58</b>
	p	0,269	0,305		p	<b>0,031</b>	<b>0,019</b>
T <sub>sr</sub> 07.2010	Wsp.kor	-0,26	-0,30	T <sub>min</sub> 07.2010	Wsp.kor	<b>-0,60</b>	<b>-0,61</b>
	p	0,322	0,259		p	<b>0,013</b>	<b>0,012</b>
T <sub>max</sub> 11.2009	Wsp.kor	0,23	0,45	F 11.2009	Wsp.kor	0,38	0,28
	p	0,393	0,078		p	0,308	0,460
T <sub>max</sub> 12.2009	Wsp.kor	-0,04	0,08	F 12.2009	Wsp.kor	0,37	0,45
	p	0,871	0,770		p	0,332	0,224
T <sub>max</sub> 01.2010	Wsp.kor	0,04	0,05	F 01.2010	Wsp.kor	0,25	<b>0,68</b>
	p	0,888	0,846		p	0,516	<b>0,042</b>
T <sub>max</sub> 02.2010	Wsp.kor	0,19	0,30	F 02.2010	Wsp.kor	0,25	0,37
	p	0,485	0,254		p	0,516	0,332
T <sub>max</sub> 03.2010	Wsp.kor	0,22	0,32	F 03.2010	Wsp.kor	0,13	0,50
	p	0,412	0,231		p	0,732	0,170
T <sub>max</sub> 04.2010	Wsp.kor	0,19	0,28	F 04.2010	Wsp.kor	0,27	<b>0,75</b>
	p	0,492	0,295		p	0,488	<b>0,020</b>
T <sub>max</sub> 05.2010	Wsp.kor	0,15	0,02	F 05.2010	Wsp.kor	0,33	0,40
	p	0,587	0,931		p	0,381	0,286
T <sub>max</sub> 06.2010	Wsp.kor	0,13	-0,01	F 06.2010	Wsp.kor	0,43	0,35
	p	0,633	0,974		p	0,244	0,356
T <sub>max</sub> 07.2010	Wsp.kor	0,13	0,06	F 07.2010	Wsp.kor	0,17	0,48
	p	0,633	0,829		p	0,668	0,187

T<sub>sr</sub> – średnia dobowa temperatura powietrza, T<sub>max</sub> – maksymalna dobowa temperatura powietrza, T<sub>min</sub> – minimalna dobowa temperatura powietrza, F – wilgotność względna powietrza. Pogrubioną czcionką zaznaczono wartości współczynników istotne dla p < 0,05.

**Wyniki badań: zróżnicowanie mikroklimatu wewnątrz osiedli.** Na potrzeby badań warunków termiczno-wilgotnościowych wewnątrz osiedli przeprowadzono pomiary patrolowe na 8–10 stanowiskach wytypowanych na każdym osiedlu, a położonych nad różnymi powierzchniami (trawniki odsłonięte i zacienione drzewami, klomby, powierzchnie sztuczne różnego rodzaju i wielkości, miejsca o różnej ekspozycji dosłonecznej, różnej wielkości podwórka itd.), tak aby reprezentowały całą strukturę osiedla. W dalszej części rozdziału opisano wyniki badań na wybranych osiedlach.

Na osiedlu Hoża (TBC 16,4%, GPR 0,64), które jest najcieplejszym z osiedli, położonym w obrębie najintensywniejszej miejskiej wyspy ciepła najwyższą temperaturę powietrza notowano nad dużą powierzchnią asfaltu otoczonego niską zabudową oraz nad obszarem pokrytym ażurowymi, betonowymi płytami. Powietrze tutaj silnie nagrzewa się w ciągu dnia oraz dość szybko, choć niezbyt mocno wychładza wieczorem (rys. 5.2.5). Na tym osiedlu widoczne jest pozytywne oddziaływanie pasa wysokich drzew liściastych, które pomimo że rosną w pobliżu wysokich budynków, prowadzą do zmniejszenia temperatury powietrza. Ogólnie w tzw. studniach miejskich panują dość korzystne warunki biotermiczne: w dni pochmurne i wietrzne jest tu cieplej niż na terenach otwartych, a w dni pogodne i gorące chłodniej.



**Rysunek 5.2.5.** Różnice termiczne między poszczególnymi stanowiskami a stacją bazową (nad klombem z płożącą roślinnością iglastą, na podwórku 8-kondygnacyjnego budynku) na osiedlu Hoża w wybranych dniach 2009 roku (opracowanie własne)

Osiedle Włodarzewska (TBC 40,7%, GPR 1,28) to, obok osiedla Kamińskiego, najbardziej zewnętrznie położone analizowane osiedle w stosunku do centrum Warszawy. Usytuowanie budynków w nim jest bardzo niekorzystne, gdyż zamykają przestrzeń osiedla przed jakimkolwiek pozytywnym oddziaływaniem pobliskiego

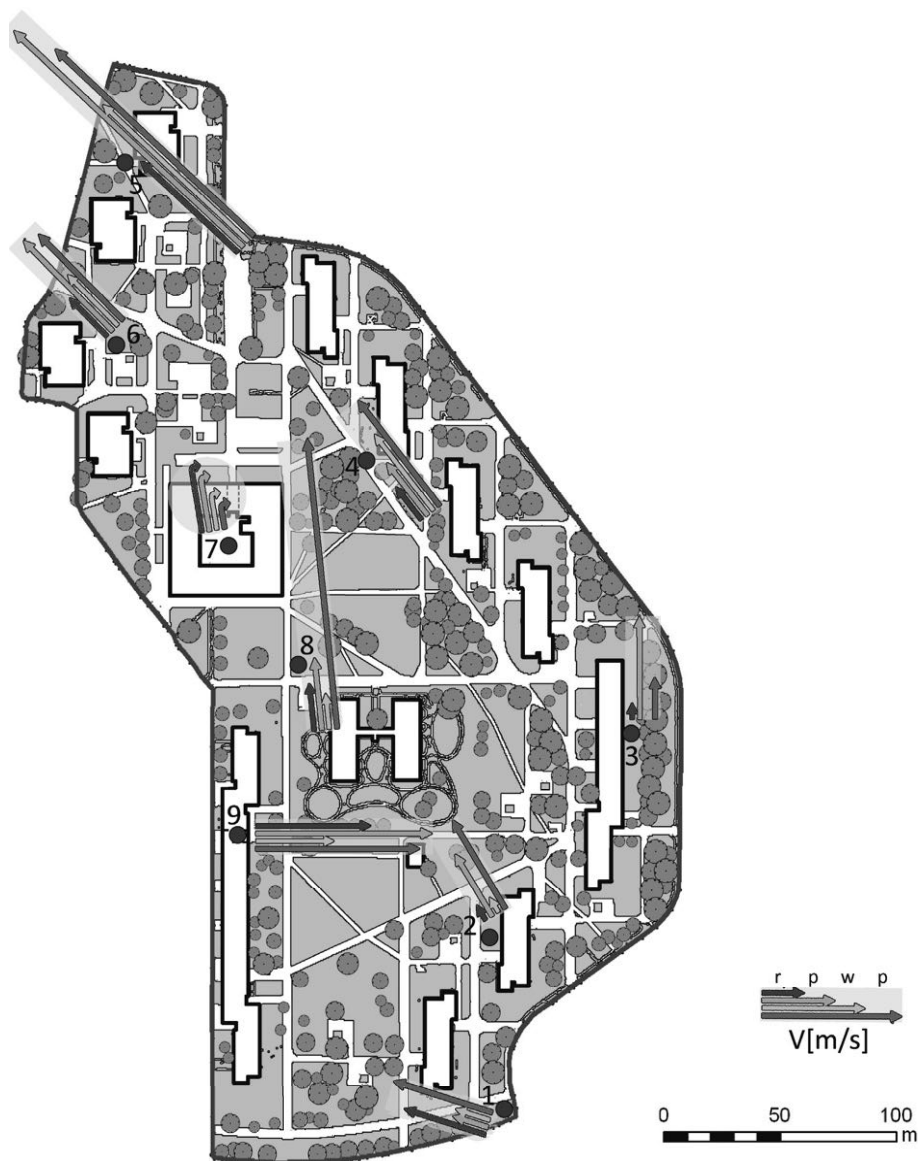
Parku Szczęśliwickiego. W osiedlu tym małe trawniki i klomby wciśnięte między bloki, często na dachach garaży, nie mają żadnego znaczenia w melioracji warunków klimatycznych. Przeciwnie, bywa, że powietrze nad nimi jest cieplejsze lub podobnie ciepłe, jak nad wyłożonymi płytami chodnikami osiedlowymi. Na całym osiedlu w czasie pomiarów marszrutowych notowano chaotyczny, słaby ruch powietrza. Wyjątek stanowiła południowo-wschodnia część osiedla znajdująca się pod wpływem reżimu termicznego tworzącego się nad żyzną łąką o powierzchni około 2500 m<sup>2</sup>, która wyeksponowana na promieniowanie słoneczne szybko nagrzewała się w ciągu dnia, ale też szybko wychładzała wieczorem. Wywoływało to lokalną cyrkulację atmosferyczną, która odgrywała rolę w poprawie warunków termicznych w najbliższym otoczeniu.

Osiedle Kamińskiego (TBC 44,5%, GPR 2,25) położone jest w północno-wschodniej części miasta, na prawym brzegu Wisły i sąsiaduje z terenem otwartym. Układ budynków w osiedlu, duże rozdrobnienie powierzchni sztucznych wewnątrz osiedla, dobrze urządzone i utrzymane tereny zieleni, a do tego ażurowe ogrodzenie powodują, że różnice termiczne i wiatrowe wewnątrz osiedla są znaczne, a w zależności od warunków pogodowych najcieplejsze lub najchłodniejsze miejsca w osiedlu ulegają zmianie. Wewnątrz osiedla prędkość wiatru jest mniejsza niż na zewnątrz, a wzrasta nieco jedynie w wąskich przejściach między blokami. Osiedle Kamińskiego, pomimo małego udziału terenów biologicznie czynnych, cechuje wysoki wskaźnik GPR. Wysokie drzewa liściaste oraz liczne krzewy posadzone przez mieszkańców w ogródkach przy blokach są latem źródłem przyjemnego dla człowieka zacienienia, zaś zimą nie przeszkadzają w dopływie promieniowania słonecznego do mieszkań. Dodatkowo osiedle otoczone jest ogrodzeniem metalowym, które umożliwia łatwy dopływ powietrza do wnętrza osiedla z pokrytych roślinnością terenów je otaczających. Wszystko to powoduje, że pomimo relatywnie niskiego wskaźnika TBC, panują tu jedne z najlepszych warunków termiczno-wilgotnościowych spośród wszystkich analizowanych osiedli.

Jednym z najchłodniejszych osiedli jest osiedle Koło (TBC 54,3%, GPR 1,23), gdzie ustawienie budynków w kształcie litery C, rosnące wewnątrz tych częściowo otwartych podwórzy wysokie drzewa liściaste powodują, że znaczna część powierzchni osiedla jest zacieniona. Najchłodniejsze są tu przejście między blokami oraz otwarte jedynie w kierunku północy podwórko, gdzie może dochodzić do zaostisk chłodnego powietrza.

Najciekawsza sytuacja pod względem warunków wiatrowych występuje na osiedlu Conrada (TBC 59,6%, GPR 2,02). Kaskadowo ułożone budynki powodują, że między ostatnimi z bloków (stanowisko pomiarowe 5) notuje się bardzo dużą

prędkość wiatru, 2-, 3-, a nawet 10-krotnie większą niż w innych miejscach. W czasie jednej z marszrut w godzinach południowych na zewnątrz osiedla notowano 0,6 m/s, w połowie trasy głównego przepływu powietrza w osiedlu 2,2 m/s, a na końcu aż 5,2 m/s. Zwiększoną prędkość wiatru obserwowano także w przejściu w najdłuższym z bloków, jednak efekt tunelowy wiatru był tu znacznie mniejszy (rys. 5.2.6).



Pomiary 17.06.2009 r. (r – rano, p – południe, w – wieczór) oraz 14.08.2009 r. (p – południe).  
**Rysunek 5.2.6.** Efekt tunelowy wiatru na osiedlu Conrada (opracowanie graficzne M. Pągowska)

Podobne zjawisko, lecz na znacznie mniejszą skalę widoczne było na osiedlu Domaniewska.

Najkorzystniejsze warunki termiczne cechują osiedle Limanowskiego (TBC 65,1%, GPR 1,91). Osiedle to jest jednorodne termicznie i wiatrowo: obserwuje się tu mniejsze różnice termiczne niż na sąsiednim osiedlu Bernardyńska oraz wyraźnie mniejszą prędkość wiatru w porównaniu z terenem zewnętrznym. Osiedle to cechują bardzo korzystne warunki bioklimatyczne: wąski zakres odczuć cieplnych, korzystniejszych niż na osiedlu Bernardyńska, brak miejsc o zwiększonej prędkości wiatru, a jednocześnie dość dobre przewietrzanie.

### 5.2.3 Możliwości poprawy warunków klimatu lokalnego osiedli

Spośród analizowanych osiedli najmniej korzystne z punktu widzenia człowieka warunki termiczne mają osiedla leżące w centrum miasta oraz te z najmniejszym udziałem terenów biologicznie czynnych (TBC poniżej 42%): Hoża, Pańska, Sandomierska, Włodarzewska i Zgrupowanie Żmija. Dwa następne analizowane osiedla w kolejności udziału TBC w ogólnej powierzchni: Kamińskiego (44,5%) oraz Orzycka (48,6%), mają już korzystniejsze warunki biotermiczne, czyli większe zróżnicowanie termiczne, zarówno dobowe, jak i między poszczególnymi fragmentami osiedla oraz korzystniejsze warunki wiatrowe. Jednak nie sam udział terenów biologicznie czynnych ma znaczenie w tworzeniu klimatu lokalnego, ale też rodzaj tych terenów, układ i wielkość budynków czy powierzchni sztucznych wewnątrz osiedla. Porównanie sąsiadujących ze sobą osiedli Limanowskiego (65,1%) i Bernardyńska (67,4%), które mają podobny udział terenów biologicznie czynnych, pokazuje, że w kształtowaniu warunków bioklimatycznych obok procentowego udziału TBC duże znaczenie ma układ i wielkość budynków oraz ułożenie sztucznych powierzchni płaskich. W efekcie dużo lepsze warunki biotermiczne ma osiedle Limanowskiego.

Z badań warunków termiczno-wilgotnościowych osiedli mieszkaniowych w Warszawie wynika wiele wniosków niekoniecznie poruszanych w literaturze przedmiotu. Pomiar na osiedlu Hoża pokazuje, że betonowa płyta ażurowa obsiana trawą, która przez architektów i urbanistów traktowana jest jako powierzchnia biologicznie czynna, nagrzewa i wychładza się podobnie jak powierzchnia asfaltowa. Zatem, o ile dla obiegu wody powierzchnia ta jest biologicznie czynna, o tyle dla klimatu nie odgrywa większej pozytywnej roli.

Badania warunków klimatycznych wewnątrz osiedli potwierdziły pozytywny, ochładzający wpływ zarówno pasa wysokich drzew liściastych rosnących w osiedlach o różnym udziale terenów biologicznie czynnych (osiedla Hoża i Kamińskiego), jak i szpaleru niższych drzew w kanionie ulicznym (osiedle Sandomierska). Podobnie

pozytywnym przykładem wpływu trawnika na warunki termiczne była żyzna łąka o powierzchni około 2500 m<sup>2</sup> (nieistniejąca już w 2013 roku i przeorganizowana w tzw. teren wypoczynkowy, w dużej mierze pokryty powierzchnią sztuczną), która sąsiadowała z gęstą zabudową osiedla Włodarzewska oraz wywoływała lokalną cyrkulację powietrza, meliorując warunki bioklimatyczne najbliższego sąsiedztwa.

Błędem jest układ budynków w osiedlu, który „zamyka” osiedle na pozytywne oddziaływanie sąsiadującego z nim parku czy innego terenu zieleni. Taka sytuacja jest podwójnie niekorzystna: przede wszystkim uniemożliwia wykorzystanie naturalnych walorów miejsca, jakim jest sąsiedztwo parku, ale także utrudnia zwykłą wymianę przygruntowej warstwy powietrza między osiedlem a terenem zewnętrznym (Makhelouf 2009). Przykładem negatywnym jest tu układ budynków na osiedlu Włodarzewska, na którym pomimo sąsiedztwa parku z jeziorem i innych terenów zieleni panują niekorzystne warunki bioklimatyczne. Pozytywnym przykładem jest osiedle Kamińskiego o podobnym wieku, udziale terenów biologicznie czynnych, odległości od centrum oraz sąsiedztwie otwartego terenu zieleni. Tutaj ażurowe, metalowe ogrodzenie umożliwia infiltrację powietrza z zewnątrz, a dodatkowo zróżnicowana struktura ogródków zorganizowanych przy budynkach sprawiają, że warunki bioklimatyczne są znacznie korzystniejsze.

Niepokój budzi wysoka temperatura powietrza notowana nad klombami i małymi trawnikami „wciśniętymi” między budynki, urządzonymi na dachach podziemnych parkingów czy wewnątrz dziedzińców miejskich, a złożonych najczęściej z krzewów iglastych. Temperatura powietrza nad nimi bywa wyższa niż nad sąsiednimi powierzchniami sztucznymi.

Kolejne wnioski dotyczą wzrostu prędkości wiatru wskutek efektu tunelowego. Zwiększoną prędkość wiatru notowano na kilku osiedlach w tunelowych przejściach w blokach (osiedla Langego, Koło, Conrada) lub w zwężeniach między budynkami. Jednak najważniejsze było odkrycie, że w szczególności na osiedlu Conrada układ całego osiedla powoduje narastający wzrost prędkości wiatru tak, że w zwężeniu na końcu osiedla jest on w zależności od warunków meteorologicznych od trzech do ośmiu razy większy niż na zewnątrz osiedla.

Ogólnie najkorzystniejsze warunki klimatu lokalnego cechują osiedla: Limanowskiego (TBC 65,1%), Bokserska (58,6%), Olbrachta (52,5%), Duracza (51,8%) oraz Kamińskiego (44,5%).

W celu poprawy warunków klimatycznych wewnątrz osiedli należałoby stosować:

- jak największy udział terenów biologicznie czynnych, przynajmniej 42–45%,
- rozdrobnienie płaskich powierzchni sztucznych, a nie tworzenie szerokich, asfaltowych ciągów komunikacyjnych o przebiegu względem kierunków światła

- zgodnym z najczęstszym kierunkiem wiatru w danym rejonie (w Polsce Centralnej: wschód-zachód),
- ❑ w przypadku osiedli sąsiadujących z parkami i innymi otwartymi terenami biologicznie czynnymi: układ budynków, który nie odgrodzi osiedla od wpływu terenów zewnętrznych, umożliwi oddziaływanie bryzy z nad/do parku na wnętrze osiedla; brak murów wokół osiedla, a zastąpienie ich lżejszym ogrodzeniem umożliwiającym przepływ powietrza i wpływ sąsiednich terenów otwartych na klimat wnętrza osiedla,
  - ❑ pasy zadrzewień wysokich, zwłaszcza z gatunków liściastych, szczególnie wokół terenów rekreacyjnych i placów zabaw dla dzieci, ale także w bezpośrednim sąsiedztwie bloków mieszkalnych,
  - ❑ ogródki przy budynkach o zróżnicowanych wysokościach gatunkach, z drzewami i krzewami liściastymi, a nie tylko płozącymi gatunkami iglastymi,
  - ❑ układ budynków, który nie wywołuje efektu tunelowego wiatru, ale też nie tworzy przestrzeni całkowicie zamkniętych na ruch powietrza,
  - ❑ w przypadku renowacji elewacji stosowanie jasnych barw i materiałów cechujących się wysokim albedo.

*Tomasz Stańczyk*

### **5.3. Gospodarowanie wodami opadowymi na osiedlach**

#### **5.3.1. Oddziaływanie osiedli na warunki hydrologiczne miasta**

Każda zabudowa, w tym mieszkaniowa, wiąże się z ingerencją w system hydrologiczny obszaru, na którym jest realizowana. Uwarunkowania hydrologiczne – jak zresztą i pozostałe uwarunkowania przyrodnicze – powinny więc być starannie rozpatrywane już w fazie powstawania projektu. Okazuje się jednak, że często są one zbyt mało uwzględniane.

Skrajnym przykładem pomijania czy wręcz lekceważenia uwarunkowań hydrologicznych jest lokalizowanie osiedli mieszkaniowych na terenach zalewowych, realnie zagrożonych powodzią lub podłączanie nowych osiedli do przeciążonej miejskiej kanalizacji deszczowej, co prowadzi do zwiększanie zagrożenia wystąpieniem tzw. miejskich powodzi.

Najczęściej w ramach analiz przedprojektowych sprawdza się jedynie możliwość odprowadzenia wód opadowych z danego osiedla do istniejących odbiorników wód deszczowych. Nierzadko analizy te nie uwzględniają wszystkich istotnych

czynników (np. zamulenie odbiornika, jego przeciążenie nadmiernymi zrzutami wód opadowych, zmiany parametrów hydraulicznych powstałe w wyniku niedokumentowanej przebudowy odbiornika), co prowadzi do podtapiania osiedla po większych opadach.

Jedynie w przypadku grożącej zablokowaniem inwestycji odmowy pozwolenia na podłączenie osiedla do istniejącej kanalizacji deszczowej lub rowów melioracyjnych analizuje się dokładniej proces powstawania odpływu powierzchniowego na obszarze osiedla i szuka się sposobów jego redukcji. Czasami prowadzi to do zaprojektowania i zrealizowania na osiedlach ciekawych układów wodnych wykorzystujących prośrodowiskowe metody gospodarowania wodami opadowymi.

Wpływ osiedli na funkcjonowanie hydrologiczne miasta wynika z konieczności poboru wody pitnej oraz wody do celów gospodarczych, a także odwadniania terenu – czasowego lub trwałego obniżenia poziomu wód gruntowych za pomocą urządzeń i systemów drenarskich.

Ponadto, zabudowa powoduje zmiany infiltracji wód opadowych, generowanie odpływu powierzchniowego oraz modyfikację procesu parowania.

Zazwyczaj woda pitna do osiedli doprowadzana jest z zewnętrznych ujęć wód powierzchniowych lub podziemnych obsługujących dzielnicę lub całe miasto. Wtedy funkcjonowanie osiedla przyczynia się do zużycia zasobów wodnych położonych na innych, często dość odległych obszarach.

Bardzo rzadko osiedla wyposażone są we własne ujęcia wody pitnej, częściej buduje się osiedlowe studnie umożliwiające pobór wody do celów gospodarczych, takich jak nawadnianie terenów zieleni czy splukiwanie nawierzchni utwardzonych. Dzieje się tak szczególnie wtedy, gdy wydajność wodociągu miejskiego nie pozwala na swobodne korzystanie z wody do takich celów. Zużywa się wtedy lokalne zasoby wodne, a skutki tego oddziaływania są zależne od miejscowych warunków hydrogeologicznych.

Najczęściej jednak największe trwałe zmiany warunków hydrologicznych zachodzące w wyniku budowy osiedla dotyczą gospodarowania wodami opadowymi. Ponieważ zmiany w gospodarowaniu wodami opadowymi powstają bezpośrednio w wyniku zmian zagospodarowania terenu, są one, nie zawsze zamierzonym, wynikiem decyzji projektowych urbanistów, architektów i architektów krajobrazu.

Problem ten budzi zainteresowanie wielu autorów opisujących środowisko przyrodnicze terenów miejskich (Niemczynowicz 1999, Mitchell i in. 2001, Mitchell i in. 2003). Powszechnie stwierdza się związek między rosnącym stopniem pokrycia terenu przez zabudowę i nawierzchnie utwardzone a silnie malejącymi intensywnościami infiltracji i ewapotranspiracji. Konsekwencją tych przemian jest bardzo duży wzrost wartości odpływu powierzchniowego, którego najbardziej dramatycznym przejawem jest występowanie powodzi miejskich.



Szybkie tempo koncentracji odpływu i bardzo duże przepływy występujące po opadach w odbiornikach płynących przez tereny zurbanizowane są szczególnie niebezpieczne dla człowieka i niekorzystne dla środowiska z powodu często skrajnego ograniczenia naturalnych zdolności retencyjnych krajobrazu miejskiego.

Kolejnym poważnym problemem jest zanieczyszczenie odpływających wód deszczowych. Szybki spływ i bardzo duże objętości występujące w skali miasta utrudniają ich oczyszczanie, wskutek czego odbiorniki powierzchniowe, takie jak potoki, rzeki i jeziora, są znacznie zanieczyszczane. Do docierających tu wraz ze ściekami deszczowymi zanieczyszczeń zalicza się zawiesiny nierozpuszczalne, substancje ropopochodne, związki biogenne (azotany i fosforany), sól i inne środki do odładzania ulic, metale ciężkie i odpady komunalne.

Odprowadzanie ścieków deszczowych do głębszych warstw gruntu poprzez studzienki chłonne, stosowane często na obszarach odległych od kolektorów kanalizacji deszczowej, powoduje zanieczyszczenie zasobów wód gruntowych.

Dotychczasowe sposoby gospodarowania wodami opadowymi na terenach zurbanizowanych wykorzystujące klasyczne systemy kanalizacji deszczowej nie pozwalają na skuteczne przeciwdziałanie wymienionym negatywnym zjawiskom. W ramach nowego, zrównoważonego podejścia problemy te próbuje się rozwiązywać m.in. za pomocą działań planistycznych zmierzających do ochrony istniejących terenów zieleni i kształtowania zabudowy z jak największym poszanowaniem naturalnych warunków hydrologicznych. Coraz większe uznanie zdobywa koncepcja kształtowania zielonej infrastruktury (patrz rozdział 2) jako nieodzownego elementu układu urbanistycznego miasta obejmującego szeroko rozumiane tereny otwarte i powierzchnie biologicznie czynne położone pośród zabudowy, wyznaczone w dużej mierze według kryteriów hydrologicznych (McMahon 2000, Weber i Wolf 2000). Dzięki dużemu udziałowi roślinności w pokryciu terenu przy małych powierzchniach nawierzchni utwardzonych funkcjonowanie hydrologiczne terenów zaliczanych do zielonej infrastruktury jest zbliżone do funkcjonowania krajobrazu pozamiejskiego, a obszary te mogą być miejscami retencji wód powierzchniowych i intensywnego zasilania zasobów wód podziemnych.

Oczywiście, aby działania te były skuteczne, należy wcześniej prawidłowo rozpoznać lokalne uwarunkowania kształtujące sposób funkcjonowania hydrologicznego danego obszaru. Tymczasem, wielu autorów tematu zwraca uwagę na występowanie znacznych trudności w określaniu rzeczywistych składowych bilansu wodnego terenu miejskiego.

Największe problemy są związane z funkcjonowaniem kanalizacji deszczowej, która jest często jedynym lub podstawowym elementem miejskiego systemu hydrologicznego (Mitchell i in. 2001, Islam i in. 2005). Zazwyczaj prowadzi to do

nadmiernego odpływu powierzchniowego. Jednak w układach, w których występuje duża liczba studzienek chłonnych, funkcjonowanie kanalizacji może spowodować znaczące wzrosty retencji gruntowej i odpływu podziemnego, nawet mimo dużego pokrycia terenu nawierzchniami nieprzepuszczalnymi (Warnaars i in. 1999).

Wyraźny wpływ na bilans wodny terenu osiedla ma obecność drzew rosnących wśród nawierzchni uszczelnionych. Intensywne zadrzewienie może wyraźnie zmienić sposób rozchodu wody na korzyść parowania.

Zasadniczą kwestią dla funkcjonowania hydrologicznego krajobrazu jest więc wielkość udziału poszczególnych procesów hydrologicznych w bilansie wodnym. Proporcje intensywności tych procesów zmieniają się w zależności od występowania i nasilenia czynników naturalnych i antropogenicznych. Znajomość tych proporcji pozwala wnioskować o stopniu przekształcenia funkcjonowania hydrologicznego terenu.

### **5.3.2. Badania intensywności procesów hydrologicznych na terenach osiedli**

**Założenia i zastosowane metody.** W celu określenia intensywności procesów hydrologicznych wykorzystano zgromadzone podczas badań dane o wielkości powierzchni różnych form użytkowania terenu na osiedlach określone na podstawie interpretacji zdjęć lotniczych i kartowania terenowego. Wśród form użytkowania terenu wyróżniono: zabudowania, nawierzchnie utwardzone odwadniane do kanalizacji deszczowej, nawierzchnie odwadniane w kierunku trawników oraz roślinność. W celu zwiększenia dokładności oceny intensywności ewapotranspiracji uwzględniono pionową strukturę roślinności wyrażoną średnią wartością wskaźnika LAI, wyznaczonego według metodyki przedstawionej w podrozdziale 5.5.

Z powodu braku możliwości dokładnego zmierzenia intensywności procesów hydrologicznych w terenie posłużono się metodami pośrednimi. Wykorzystując dane literaturowe (Breuer i in. 2003, Słyś 2008) na temat wpływu form użytkowania terenu na intensywność procesów hydrologicznych, określono dla poszczególnych osiedli udział trzech składowych (odpływu powierzchniowego, ewapotranspiracji i infiltracji) w ogólnym rozchodzie wody po ulewnych opadach deszczu.

Uzyskane wyniki były porównywane z wartościami występującymi na terenach naturalnych, nieprzekształconych, odznaczających się przewagą roślinności drzewiastej i krzewiastej, i przez to charakteryzujących się dużymi udziałami ewapotranspiracji oraz infiltracji w bilansie wodnym. Dla takich terenów o naturalnym zagospodarowaniu przyjęto następujące procentowe wartości udziału poszczegól-

nych procesów hydrologicznych w rozchodzie wód opadowych: 50% dla infiltracji, 40% dla ewapotranspiracji, 10% dla odpływu powierzchniowego (Maryland Department... 1999, Mitchell i in. 2003, Bajkiewicz-Grabowska i Mikulski 2005).

Wymienione założenia oraz wartości jednostkowych współczynników spływu powierzchniowego (Geiger i Dreiseitl 1999, Maryland Department... 1999, 2000) pozwoliły na określenie wskaźników nasilenia odpływu powierzchniowego i ewapotranspiracji występujących po intensywnych opadach dla różnych sposobów użytkowania terenu osiedli. Intensywność infiltracji określono jako trzecią składową rozchodu wody, pozostała po odjęciu wody wykorzystanej na odpływ i ewapotranspirację.

Następnie przeprowadzono symulację w celu określenia możliwości budowy zbiorników retencyjnych opóźniających nadmierny odpływ wód opadowych z osiedla. Obliczono objętość wody spływającą z obszaru osiedla po intensywnych opadach deszczu o sumie 30 mm oraz przeanalizowano powierzchnię wewnątrz osiedlowych i układ zabudowy pod kątem dostępności przestrzeni pod lokalizację zbiorników.

**Wyniki badań.** Obliczone rozkłady składowych rozchodu wód opadowych w przypadku wszystkich osiedli znacząco odbiegały od rozkładu charakterystycznego dla terenu naturalnego, co świadczy o znaczącym zaburzeniu warunków hydrologicznych we wszystkich osiedlach (tabela 5.3.1, rys. 5.3.1). W większości przypadków procesem dominującym był odpływ powierzchniowy. Jedynie na trzech osiedlach (Bernardyńska, Boksterska i Limanowskiego) charakteryzujących się najwyższym wskaźnikiem TBC intensywność infiltracji przewyższyła intensywność odpływu.

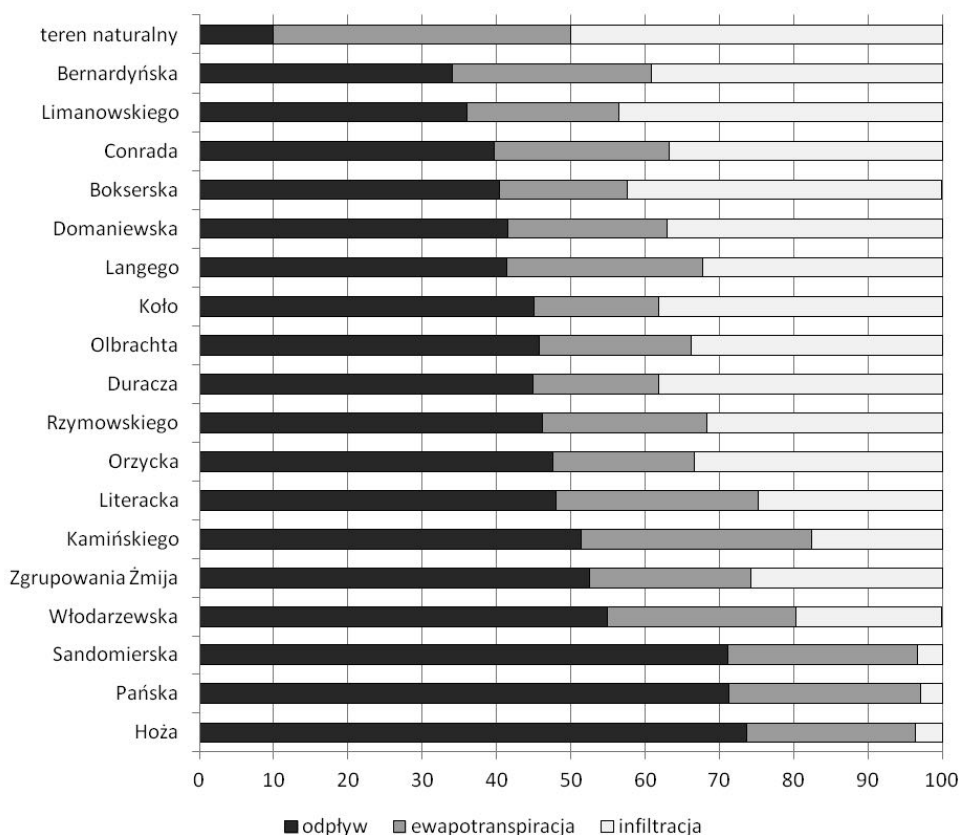
W przypadkach, gdy TBC miało wartość poniżej 44,5%, zdecydowana większość wód opadowych zamieniała się w odpływ i trafiała do kanalizacji deszczowej, odpływając z osiedli, a intensywność zasilania zasobów wód podziemnych malała do wartości poniżej 26% ogólnego rozchodu wody. Maksymalne natężenie odpływu (73,7% ogólnego rozchodu) obliczono dla osiedla o TBC sięgającym jedynie 16,41%, położonego w samym centrum miasta (osiedle Hoża). Jest to wartość bardzo zbliżona do obliczonej przez Pauleita i in. (2005) dla bardzo zagęszczonej zabudowy w mieście Merseyside w Wielkiej Brytanii.

Następnie porównano wielkość odpływu powierzchniowego z osiedla z odpływem z terenu naturalnego, otrzymując wartość nazwaną nadmiarem odpływu wód opadowych. Nadmierna objętość odpływu powierzchniowego została obliczona dla silnych opadów o sumie 30 mm jako różnica między odpływem całkowitym z osiedla i odpływem charakterystycznym dla teoretycznego terenu naturalnego o tej samej powierzchni.

**Tabela 5.3.1.** Udział składowych procesów hydrologicznych w ogólnym rozchodzie wody

Wyszczególnienie	Powierzchnia [m <sup>2</sup> ]	Tereny biologicznie czynne [%]	Średnia wartość LAI [-]	Obliczony udział składowych w ogólnym rozchodzie wody [%]		
				odpływ	ewapotranspiracja	infiltracja
Osiedle Hoża	73 840	16,4	3,8	73,7	22,7	3,6
Osiedle Pańska	51 258	17,7	4,4	71,3	25,8	2,9
Osiedle Sandomierska	62 843	18,2	4,4	71,1	25,6	3,3
Osiedle Włodarzewska	50 683	40,7	4,4	55,0	25,3	19,6
Osiedle Zgrupowania Żmija	75 675	41,7	3,7	52,6	21,7	25,7
Osiedle Kamińskiego	59 570	44,5	5,4	51,4	31,1	17,6
Osiedle Literacka	80 212	47,1	4,7	48,0	27,3	24,7
Osiedle Orzycka	60 888	48,6	3,3	47,6	19,1	33,3
Osiedle Rzymowskiego	59 494	51,2	3,8	46,2	22,1	31,7
Osiedle Duracza	76 057	51,8	2,9	44,9	16,9	38,2
Osiedle Olbrachta	74 629	52,5	3,5	45,8	20,4	33,8
Osiedle Koło	72 557	54,3	2,9	45,0	16,8	38,2
Osiedle Langego	75 278	56,9	4,6	41,4	26,3	32,3
Osiedle Domaniewska	57 080	57,8	3,7	41,5	21,5	37,0
Osiedle Bokserska	66 554	58,6	3,0	40,4	17,2	42,3
Osiedle Conrada	74 699	59,6	4,1	39,7	23,5	36,8
Osiedle Limanowskiego	70 072	65,1	3,5	36,1	20,4	43,5
Osiedle Bernardyńska	68 179	67,4	4,7	34,1	26,8	39,1
Teren naturalny	×	100,0	7,1	10,0	40,0	50,0

Dopóki kanalizacja deszczowa sprawnie odbiera ścieki deszczowe, zazwyczaj nie można zauważyć na osiedlu skutków powstawania nadmiernego odpływu powierzchniowego. Jednak przekazywanie dużych objętości odpływu wód opadowych do kanalizacji deszczowej bez retencjonowania powoduje gwałtowny wzrost przepływu w kanałach podziemnych i półnaturalnych odbiornikach wód burzowych, takich jak położony na południu Warszawy Potok Służewiecki (Banasik i in. 2007) czy prze-



**Rysunek 5.3.1.** Udział składowych procesów hydrologicznych w ogólnym rozchodzie wody [%] (opracowanie własne)

biegająca przez miasto Białystok rzeka Biała (Pusłowska-Tyszewska i in. 2012). Pojawiająca się nagle fala wezbraniowa może powodować lokalne podtopienia i powodzie w okolicach przeciążonych kolektorów i odbiorników wód opadowych, na terenach położonych poniżej osiedli, z których spłynęły wody deszczowe.

Negatywne skutki nadmiernego odpływu powierzchniowego są więc zazwyczaj odczuwalne poza obszarem jego powstawania, ale właśnie w miejscu źródła odpływu możliwe jest wdrażanie najbardziej skutecznych środków ochronnych. Do najskuteczniejszych środków ochrony przed miejskimi powodziami i podtopieniami można zaliczyć zastosowanie zbiorników retencyjnych lub infiltracyjnych. Budowa tych obiektów jest jednak możliwa tylko przy dostępności odpowiedniej powierzchni terenu niezabudowanego na terenie osiedla, czyli przy dużej wartości TBC. Wyniki analizy możliwości czasowego zatrzymania nadmiaru odpływu wód opadowych na osiedlach poprzez gromadzenie go w zbiornikach o odpowiedniej wielkości przedstawiono w tabeli 5.3.2.

**Tabela 5.3.2.** Powierzchnia zbiorników retencyjnych niezbędnych do zatrzymania nadmiaru odpływu wód opadowych (wartości obliczono dla opadów o sumie 30 mm)

Wyszczególnienie	Tereny biologicznie czynne [%]	Nadmiar odpływu wód opadowych w porównaniu do terenu naturalnego [m <sup>3</sup> /ha]	Nadmiar odpływu wód opadowych w porównaniu do terenu naturalnego o tej samej powierzchni [m <sup>3</sup> ]	Powierzchnia zbiornika infiltracyjnego umożliwiającego zmniejszenie odpływu powierzchniowego do 10% ogólnego rozchodu wody [m <sup>2</sup> ]	Dostępność terenu do wybudowania zbiornika
Osiedle Hoża	16,4	190	1411	1764	nie
Osiedle Pańska	17,7	188	942	1178	nie
Osiedle Sandomierska	18,2	187	1151	1439	nie
Osiedle Włodarzewska	40,7	134	685	856	nie
Osiedle Zgrupowania Żmija	41,7	133	967	1209	nie
Osiedle Kamińskiego	44,5	130	739	924	tak
Osiedle Literacka	47,1	120	914	1142	tak
Osiedle Orzycka	48,6	119	687	859	tak
Osiedle Rzymowskiego	51,2	115	646	808	tak
Osiedle Duracza	51,8	113	796	995	tak
Osiedle Olbrachta	52,5	110	802	1002	tak
Osiedle Koło	54,3	100	761	951	tak
Osiedle Langego	56,9	100	709	887	tak
Osiedle Domaniewska	57,8	96	539	673	tak
Osiedle Boksterska	58,6	95	608	759	tak
Osiedle Conrada	59,6	89	665	831	tak
Osiedle Limanowskiego	65,1	83	549	686	tak
Osiedle Bernardyńska	67,4	78	492	615	tak

Analiza obejmowała obliczenia wielkości powierzchni zbiorników o bezpiecznej średniej głębokości 0,8 m, które mogłyby w całości zretencjonować nadmiar odpływu z poszczególnych osiedli pojawiający się w wyniku intensywnych opadów. Dla każdego osiedla przeprowadzono analizę dostępności wymaganego obszaru, która pokazała, że warunki sprzyjające do wybudowania zbiornika o wymaganej pojemności istnieją na osiedlach, gdzie wskaźnik TBC osiąga wartość 44% lub większą.

Położenie szczególnego nacisku na kwestię retencji wody wynika z faktu, że jest ona szczególnie ważnym czynnikiem dla stabilizacji warunków hydrologicznych oraz ochrony przed deficytem i nadmiarem wody. Jednak poprawa warunków retencjonowania powinna polegać nie tylko na zgromadzeniu odpowiedniej ilości wody, ale także na zapewnieniu jej odpowiedniej jakości. Należy także zadbać, aby retencjonowana woda była dostępna dla fauny i flory terenów zieleni. Aby to osiągnąć, proponuje się wiele rozwiązań wykorzystujących naturalne procesy hydrologiczne, geologiczne i biologiczne, takie jak infiltracja, filtracja, biologiczne oczyszczanie wody (Geiger i Dreiseitl 1999, Maryland Department... 1999, 2000). Często dużą rolę pełni tu roślinność (np. bioretencja). Poszczególne rodzaje rozwiązań (różne typy zbiorników retencyjnych i infiltracyjnych, sztucznych terenów podmokłych itp.) są dobierane do konkretnych przypadków z uwzględnieniem warunków terenowych (np. ukształtowanie i wielkość powierzchni, udział nawierzchni nieprzepuszczalnych, właściwości gleb, suma opadów przy założonym prawdopodobieństwie ich wystąpienia).

### 5.3.3. Podsumowanie i rekomendacje

Wyniki przeprowadzonych analiz wskazują spodziewany wzrost odpływu powierzchniowego i związane z nim spadki intensywności infiltracji i ewapotranspiracji występujące wraz ze spadkiem wskaźnika TBC. Jest to związane z faktem podłączenia wszystkich badanych osiedli do miejskiej kanalizacji deszczowej (lub ogólnospławnej) odbierającej wody deszczowe ze wszystkich budynków i zdecydowanej większości nawierzchni utwardzonych. Duża objętość wód opadowych przekazywanych do kanalizacji może być przyczyną problemów (np. podtopień) w skali dzielnicy i miasta, które na terenie samego osiedla są niezauważalne.

Nadmierny odpływ powierzchniowy może być skutecznie zmniejszany w przypadku większości osiedli dzięki zastosowaniu zbiorników retencyjnych. Na osiedlach o wskaźniku TBC wynoszącym więcej niż 44% możliwe jest zatrzymanie nadmiaru wody w jednym lub dwóch zbiornikach, choć w przypadku osiedli o wskaźniku TBC o wartości 44–50% wymagałoby to przeznaczenia pod zbiornik niemal całej powierzchni największych wnętrz ogrodowych. Praktyczna możliwość

zbudowania zbiornika jest więc warunkowana poprzez istniejący układ zabudowy, komunikacji i infrastruktury podziemnej osiedla. Oczywiście dużo łatwiejsze jest włączenie zbiornika w układ zabudowy dopiero projektowanego osiedla, gdzie można uniknąć powstawania konfliktów przestrzennych między funkcją retencyjną i innymi zakładanymi funkcjami terenów biologicznie czynnych.

Obecność i potencjalna aktywność fizjologiczna szaty roślinnej wyrażane średnią wartością LAI (patrz podrozdział 5.5) wyraźnie modyfikują intensywności ewapotranspiracji i infiltracji. Na obszarze osiedli o wysokich wskaźnikach TBC i LAI intensywność ewapotranspiracji była do dwóch razy większa niż intensywność transpiracji. Może to powodować poważne deficyty wilgotności gleby podczas okresów suchej pogody. Problem ten nie występował na osiedlach o wskaźniku TBC wynoszącym więcej niż 48%, gdzie udział infiltracji w ogólnym rozchodzie wody był stosunkowo duży (powyżej 32%), nawet gdy wskaźnik LAI osiągał wartość 4,7.

Postępujący proces urbanizacji będzie prowadził do pokrywania nowych powierzchni nawierzchniami nieprzepuszczalnymi, dlatego zagospodarowanie obszarów nowych osiedli oraz pozostałych części miasta powinno być skierowane na usuwanie przyczyn problemów z podtopieniami, w szczególności przeciwdziałanie nadmiernemu natężeniu i koncentracji odpływu po opadach nawalnych. Dalsza rozbudowa kanalizacji deszczowej i urządzeń hydrotechnicznych umożliwi łagodzenie skutków przekształceń warunków hydrologicznych występujących w obszarach zurbanizowanych, a tylko działania skierowane na zwiększenie retencyjności zlewni skutecznie odnoszą się do przyczyn tych problemów.

**Przykłady dobrych praktyk.** Realizacja postulatu zwiększenia retencji i prowadzenia zrównoważonego gospodarowania wodami opadowymi w zlewni jest w praktyce bardzo trudna. Wymaga ona skoordynowanych działań począwszy od etapu analiz przedplanistycznych aż do etapu konserwacji infrastruktury i utrzymania gotowej tkanki miejskiej. W ciągu ostatnich kilkunastu lat na świecie powstało kilka koncepcji kompleksowego rozwiązania tego problemu na obszarach zabudowy mieszkaniowej i usługowej. Do najważniejszych z nich można zaliczyć koncepcje zawarte w programach:

- ❑ Best Management Practice (BMP) – Stany Zjednoczone (Maryland Department of Environment 1999, 2000),
- ❑ Low Impact Development (LID) – Stany Zjednoczone (Prince George's County 1999),
- ❑ Water Sensitive Urban Design (WSUD) – Australia (Melbourne Water 2005),
- ❑ Sustainable Urban Drainage Systems (SUDS) – Wielka Brytania (Woods-Ballard i in. 2007).



Najbardziej radykalnym podejściem do idei zrównoważonego gospodarowania wodami opadowymi jest program o nazwie Low Impact Development (LID). W programie tym za główny cel uznano ochronę lub rekonstrukcję naturalnego funkcjonowania hydrologicznego terenu zabudowanego. Głównym założeniem jest tu redukcja odpływu powierzchniowego w miejscu jego powstawania, dlatego program praktycznie wyklucza budowę systemów podziemnej kanalizacji deszczowej i przesyłanie wód opadowych na odległości większe niż kilkadziesiąt metrów. Obiekty retencjonujące wodę buduje się tuż obok obiektów stanowiących źródła odpływu powierzchniowego. Przykładowo przy budynkach, podjazdach i parkingach tworzy się ogrody deszczowe, strefy bioretencji, suche studnie i inne urządzenia infiltracyjne, z kolei nawierzchnie ulic odwadnia się do szerokich przydrożnych rowów umożliwiających wsiąkanie części wody w grunt. Program LID odnosi się przede wszystkim do obszarów zabudowy jednorodzinnej zlokalizowanej na dużych działkach. W przypadku zabudowy wielorodzinnej (w typie osiedli badanych w niniejszej publikacji) pełna implementacja tego programu nie jest możliwa.

Pozostałe trzy programy (BMP, WSUD i SUDS) można uznać za bardziej uniwersalne, gdyż mają one zastosowanie także w przypadku zabudowy wielorodzinnej. Mimo iż programy te opracowano dla bardzo odległych od siebie części świata, przyjęte w nich założenia i stosowane metody są bardzo do siebie zbliżone. Typowy schemat budowy zrównoważonego systemu gospodarowania wodami opadowymi na osiedlu według tych programów obejmuje kanalizację deszczową zbierającą i odprowadzającą wody opadowe z terenu osiedla zmodyfikowaną przez dodanie elementów umożliwiających oczyszczanie, retencję i infiltrację, takich jak: filtry gruntowe, zbiorniki retencyjne, sztuczne tereny podmokłe, zbiorniki infiltracyjne, obszary bioretencji. Kanalizacja deszczowa wraz z wymienionymi obiektami stanowi szkielet systemu, który jest uzupełniany przez zastosowanie ekstensywnych elementów typowych dla koncepcji LID, takich jak otwarte rowy, muldy trawiaste, niecki filtracyjne, studzienki infiltracyjne, ogrody deszczowe, pasy nadbrzeżnej roślinności buforowej czy nawierzchnie o zwiększonej przepuszczalności.

Bardzo ważną funkcję we wszystkich systemach zrównoważonego gospodarowania wodami opadowymi pełni roślinność. Wspomaga ona oczyszczanie i ewapotranspirację wody, zwiększa bioróżnorodność i umożliwia harmonijne wkomponowanie elementów technicznych w krajobraz osiedlowych terenów zieleni.

W Polsce jak dotąd nie powstał żaden spójny system ani program zrównoważonego gospodarowania wodami opadowymi. Co ważniejsze, brakuje przepisów prawnych obowiązujących w skali kraju i wymuszających lub promujących stosowanie zrównoważonych systemów lub wybranych metod zrównoważonego gospodarowania wodami opadowymi. Jednak brak możliwości odprowadzenia wód opadowych

z terenów inwestycji do klasycznej kanalizacji deszczowej wymusza poszukiwanie rozwiązań alternatywnych. Czasem rozwiązania prośrodowiskowe powstają też z inicjatywy planistów, deweloperów, projektantów jako efekt świadomego wyboru i chęci zmniejszenia negatywnego wpływu inwestycji na funkcjonowanie środowiska.

W ostatnich latach w samej Warszawie powstało kilkanaście osiedli, na których zastosowano rozwiązania zmniejszające odpływ powierzchniowy. Na terenie kilku z nich powstały ciekawe układy wodne, które można uznać za lokalne systemu zrównoważonego drenażu.

Jednym z pierwszych przykładów nowoczesnego podejścia do gospodarowania wodami opadowymi jest osiedle Marina (rys. 5.3.2) powstałe w latach 2003–2006 na warszawskim Mokotowie. Brak możliwości bezpośredniego zrzucania wód deszczowych do miejskiej kanalizacji był tu główną przyczyną wybudowania zbiornika retencyjnego.



**Rysunek 5.3.2.** Zbiornik retencyjny wód opadowych na osiedlu Marina (fot. T. Stańczyk)

Duża powierzchnia zbiornika wynosząca około 6800 m<sup>2</sup> umożliwia bezpieczne gromadzenie wód z całego osiedla. Zatrzymana woda krąży w obiegu zamkniętym między zbiornikiem i licznymi kaskadami. Aby zapewnić dużą przejrzystość wody, stosuje się tu metody jej oczyszczania chemicznego, brakuje tu natomiast roślinności wodnej zalecanej w systemach zrównoważonego drenażu miejskiego, która przy odpowiednio dużym pokryciu lustra wody mogłaby chronić zbiornik przed zakwitami glonów, a także złagodziłaby dość surową i techniczną formę zbiornika. W okresach bezdeszczowych możliwe jest podtrzymywanie poziomu lustra wody w zbiorniku za pomocą specjalnie wybudowanego w tym celu ujęcia wód podziemnych.

Ten sam deweloper wybudował także latach 2005–2006 osiedle Laguna (rys. 5.3.3) położone w południowej części Warszawy, w zlewni przeciążonego odbiornika wód opadowych, którym jest kanał Jeziorki.



**Rysunek 5.3.3.** Zrekultywowany Staw Lipkowski retencjonujący wody opadowe z osiedla Laguna (fot. T. Stańczyk)

Ponownie ograniczone możliwości odprowadzania wód opadowych poza teren osiedla były przyczyną utworzenia zbiornika retencyjnego. Tym razem wykorzystano istniejący, choć silnie zdegradowany, akwen Staw Lipkowski. Został on poddany rekultywacji i pogłębieniu, a następnie doprowadzono do niego wody z kanalizacji deszczowej osiedla, podczyszczane w osadniku i separatorze substancji ropopochodnych. Podczas rekultywacji zachowano naturalistyczną formę i zadrzewienia w południowej części zbiornika, a części północnej nadano formę techniczną z ogrodzonymi od strony zabudowań stromymi skarpami. Brak pomostów i dogodnego dostępu do wody powoduje, że w odróżnieniu od pozostałych wymienionych przykładów zbiornik nie pełni funkcji rekreacyjnej. Funkcja retencyjno-przeciwpowodziowa jest za to realizowana bardzo skutecznie – w 2010 roku zbiornik ochronił osiedle przed zalaniem wodą z długotrwałych i intensywnych opadów.

Kolejnym, prawdopodobnie najbardziej zaawansowanym technologicznie przykładem systemu zrównoważonego zagospodarowania wód opadowych jest układ wodny osiedla Mokotów Park (rys. 5.3.4) wybudowanego w 2013 roku w okolicach Jeziorka Czerniakowskiego w Warszawie.



Rysunek 5.3.4. Zbiornik wodny na osiedlu Mokotów Park (fot. T. Stańczyk)

Całość wód opadowych z dachów budynków i nawierzchni utwardzonych jest zbierana przez lokalną kanalizację deszczową i odprowadzana do zbiornika retencyjnego położonego na terenie osiedla. Wymuszony pompami obieg wody umożliwia oczyszczanie jej na złożach biologicznych i w warstwach filtracyjnych zbudowanych z różnych rodzajów kruszywa oraz napowietrzanie w efektywnych kaskadach położonych w sąsiedztwie budynków. Retencję i oczyszczanie wody wspomagają także zielone dachy pokrywające budynki osiedla. Po opadach część wody zgromadzonej w zbiorniku wsiąka w grunt przez przylegającą do zbiornika nieuszczelnioną strefę infiltracyjną. Tylko w przypadku wystąpienia wyjątkowo ulewnych opadów woda będzie odprowadzana poza teren osiedla przez przelew ze zbiornika retencyjnego do pobliskiego kanału melioracyjnego. Obiekty układu wodnego stanowią zarazem przestrzeń rekreacyjną dla mieszkańców osiedla, gdyż w ramach inwestycji powstały takie elementy, jak bulwar, ścieżki, pomostów i plaża.

Elementy tworzące systemy zrównoważonego gospodarowania wodami opadowymi, które są wbudowywane w strukturę osiedlowych terenów zieleni, stanowią tereny biologicznie czynne w pełnym znaczeniu. Są miejscem, gdzie przebiegają naturalne procesy oczyszczania wody, jej retencji, parowania i infiltracji, procesy biologiczne związane z rozmnażaniem, rozwojem i migracją roślin oraz zwierząt, procesy glebotwórcze związane z sedymentacją zawieszin i produkcją materii organicznej czy też procesy kształtowania mikroklimatu. Należy więc dążyć do ich powszechnego stosowania na terenach zurbanizowanych, szczególnie na osiedlach mieszkaniowych.

*Piotr Sikorski, Czesław Wysocki, Marek Wierzba, Daria Sikorska*

## **5.4. Możliwości i potrzeby kształtowania różnorodności szaty roślinnej osiedli mieszkaniowych**

### **5.4.1. Znaczenie szaty roślinnej w osiedlach mieszkaniowych**

Od czasu kiedy oceny różnorodności biologicznej upowszechniły się po Szczybie Ziemi w Rio de Janeiro w 1992 roku, stały się one ogólnie stosowanymi miarami wartościującymi. Pojęcie różnorodność florystyczna (biologiczna) odzwierciedla liczbowo bogactwo jednostek taksonomicznych i udział każdego z nich na ocenianej powierzchni<sup>60</sup>. Miara ta z założenia przeznaczona do oceny naturalności przekłada się, choć nie zawsze wprost, na wartość ekonomiczną. W przypadku osiedli, przede wszystkim w zabudowie wielokondygnacyjnej, obecność terenów zieleni w ich sąsiedztwie wpływa na wyższą cenę za mieszkanie (Jim i Chen 2010), na wyższy komfort życia i zdrowie (White i in. 2013), ale też jest miarą prestiżu (Zachariasz 2007, 2012). Trudno jednak oddzielić przy takiej ocenie, czy jest to wynikiem efektu preferowania przez jednych zieleni urządzonej, intensywnie pielęgnowanej dla osiągnięcia konkretnego efektu wizualnego, a przez drugich dzikiej zieleni o dużym bogactwie gatunków. Empirycznie stwierdzono, że mieszkańcy Ameryki Północnej są skłonni płacić więcej za założenie zieleni w większości z gatunków roślin dzikich, mając na względzie tańsze jej utrzymanie w przyszłości i korzyści dla środowiska. W badaniach Helfanda i in. (2006) przedstawiono mieszkańcom osiedla do wyboru cztery projekty zieleni osiedlowej – w całości złożony z często koszonego trawnika, w 50 i 75% półnaturalnego, dzikiego zbiorowiska trawiastego i w końcu z udziałem zbiorowisk krzewów o naturalnym charakterze, przy czym podano rosnące koszty założenia i malejące rocznej pielęgnacji. Doświadczenie dowiodło, że ludzie są skłonni za przyszłe korzyści zapłacić nawet więcej niż to o ile są większe koszty realizacji naturalistycznych projektów. Wyniki te zdaniem Helfand i in. (2006) powinny zachęcić właścicieli nieruchomości i projektantów krajobrazu do stosowania roślin rodzimych. O wyborze roślinności dzikiej decydują nie tylko względy ekonomiczne, ale też

<sup>60</sup> Znanych jest wiele metod oceny różnorodności: Shannona, Simpsona, Menhinicka, Margalefa, Fishera, Berger-Parkera i innych. We wszystkich przypadkach wyższy wskaźnik oznacza większą liczbę taksonów i możliwie równomierny ich udział w badanej próbie. Jednym z najczęściej stosowanych wskaźników różnorodności jest ten zaproponowany przez Shannona. Wartości w tym przypadku wahają się przeważnie w przedziale 1,5–3,5 i im są wyższe, tym różnorodność większa.

silna u wielu osób potrzeba kontaktu z „naturą” (Chiesura 2004, Faizi 2006, Hauru i in. 2012). Wpisuje się to w trend zauważalny w krajach rozwiniętych, a w Polsce dopiero kielkujący, w którym w poszukiwaniu terenów do zamieszkania znaczna część społeczeństwa kieruje się obecnością choćby namiastki naturalnych ekosystemów w sąsiedztwie (Breuste 2004, White i in. 2013).

Kształtowanie naturalistycznej roślinności na osiedlach nabiera również znaczenia w związku z potrzebą ochrony przyrody w miastach i wzrostem świadomości ekologicznej. Do takich rezerwuarów roślinności zalicza się coraz częściej zieleń osiedlową (Lososová i in. 2011). W Warszawie stanowi ona 0,2% powierzchni całego miasta, a występuje tam aż 16% gatunków roślin naczyniowych zbiorowisk występujących na terenach zurbanizowanych. Zważywszy, że są to jednorodne siedliskowo powierzchnie i poddane dużej antropopresji, należy stwierdzić, że to znaczna liczba i warta racjonalnej ochrony. Zasadność ochrony gatunków występujących na terenach osiedli mieszkaniowych potwierdzają Breuste (2004), Lundholm i Richardson (2010).

Istnieje kilka różnych ujęć wartościujących poszczególne płaty zieleni z punktu widzenia ich różnorodności florystycznej.

1. Jedną z podstawowych miar wartościujących roślinność zieleni miejskiej jest rozgraniczenie jej składników na gatunki obce i rodzime, przy czym obce uchodzą za efekt niekorzystnych zmian antropogenicznych (Sudnik-Wójcikowska 1998, Goodefroid 2001). Osiedla skrajnie przekształcone odznaczają się bogactwem flory wyłącznie takiej, która przez długie lata towarzyszy człowiekowi. Do miary bogactwa flory włącza się wyłącznie gatunki rodzime, które przedostały się do zieleni samoczynnie, są ewentualnie uciekinierami z innych siedlisk roślinności miast i strefy pozamiejskiej.
2. W odróżnieniu od opisanej w punkcie 1 koncepcji, biotopy znajdujące się na osiedlach są silnie przekształcone i elementy rodzimej flory znajdują się na takich powierzchniach zieleni niemal wyłącznie na skutek działań człowieka. Nie rozgranicza się w tym przypadku gatunków rodzimych, które zostały wprowadzone do ozdobnej rabaty czy dostały się spontanicznie na powierzchnie zieleni. Wszystkie takie taksony są równoważne i budują różnorodność florystyczną (Lundholm i Richardson 2010).
3. Zaobserwowano, że roślinność obszarów zabudowanych, w tym także osiedli miejskich ulega w gradiencie miasto – tereny otwarte ujednoczeniu (homogenizacji) (Song i in. 2009). Okazuje się nierzadko, że np. trawniki z osiedli z Warszawy są bardziej podobne do tych z Berlina i Budapesztu niż do muraw z terenów podwarszawskich. Przyczyną zjawiska ujednoczenia zieleni doszukuje się w upowszechnianiu się niemal identycznych stylów budownictwa i sposobie gospodarowania jego otoczeniem, ograniczeniem asortymentu sadzonych roślin. Zaproponowano miarę naturalności obliczana jako miara podobieństwa

- taksonomicznego (McKinney i Lockwood 1999, McKinney 2006, Olden i Rooney 2006). Różne wzory stosowane w taksonomii sprowadzają się do tego, że im więcej gatunków powtarza się w dwu próbach, tym podobieństwo większe.
4. W ocenie wartości zieleni w mieście podkreśla się w niektórych pracach znaczenie gatunków związanych ze stanowiskami o odpowiednio długiej ciągłości siedliskowej (Maurer i in. 2000). Wzrasta w tym znaczeniu rola starych osiedli, a zwłaszcza zadrzewień i ekstensywnych zbiorowisk trawiastych utrzymywanych przez długie lata w taki sam sposób (Loeb 1992, Sikorski 2013).
  5. Zarówno w osiedlach ekologicznych, jak i lasach miejskich mniej lub bardziej celowo porzucona roślinność podlega sukcesji w określonym kierunku. Jeśli jest on zbliżony do tego, jaki ma miejsce w warunkach naturalnych, to siedliska roślinności potencjalnej są podstawą określenia doborów roślin i zakresu zabiegów pielęgnacyjnych (Miyawaki 2004). W sytuacji, gdy sukcesja prowadzi do powstania całkowicie nowego zbiorowiska, np. z udziałem gatunków obcych, takich jak robinia biała czy klon jesionolistny, to uznaje się, że są to nowe ekosystemy (novel ecosystem) (Hobbs i in. 2006).

Miasta w dobie postępującej presji urbanizacyjnej i zajmowania nieużytków ważnych dla przyrody coraz mniej sprzyjają różnorodności florystycznej. Ciągły wzrost liczby mieszkańców przypadających na jednostkę powierzchni, a tym samym nasilająca się antropopresja powoduje, że miejsca skupisk ludności należą do najsilniej przekształconych w miastach (Sukopp 2004, Urbański i in. 2008). Według danych GUS<sup>61</sup> (2011), powierzchnia zieleni osiedlowej w Warszawie wynosi 2083,1 ha, co stanowi prawie dwa razy większą powierzchnię niż parki, skwery i zieleńce tego miasta – 1134,2 ha.

Powierzchnie zieleni osiedlowej stanowią potencjalnie ważne stanowiska dla ochrony różnorodności w całym mieście pod warunkiem, że jest to odpowiedni do tego obszar. Po ponad dekadzie funkcjonowania narzędzia, jakim jest teren biologicznie czynny (TBC), można zweryfikować jego skuteczność, rozważyć warunki mogące podnieść jego efektywność.

#### **5.4.2. Różnorodność i naturalność szaty roślinnej w badanych osiedlach mieszkaniowych**

Badania nad roślinnością 18 osiedli warszawskich o łącznej powierzchni 120,1 ha (co stanowi ponad 5% wszystkich osiedli w mieście) przeprowadzono w latach 2008–2010. Ich celem było zbadanie udziału poszczególnych typów roślinności i ocena jej naturalności, tak aby można było stwierdzić, czy urbanistyczny wskaźnik

<sup>61</sup> [www.stat.gov.pl/cps/rde/xbcr/warsz/ASSETS\\_12\\_wwa\\_07.pdf](http://www.stat.gov.pl/cps/rde/xbcr/warsz/ASSETS_12_wwa_07.pdf) (dostęp: 4.03.2013).

TBC określa powyższe parametry. Podjęto też próbę ustalenia, jaka roślinność występuje na osiedlach warszawskich, jaka jest jej zmienność przestrzenna i różnorodność oraz jakie czynniki, w tym TBC, wpływają na jej zróżnicowanie.

Przedmiotem badań były płyty urządzonej zieleni różnie pielęgnowanej. Losowo wytypowano płyty do badań szczegółowych, które udokumentowano za pomocą zdjęć fitosocjologicznych o powierzchni minimum  $10 \times 10$  m dla zadrzewień i  $4 \times 4$  m dla trawników, ziołorośli i zarzuconych upraw roślin ozdobnych (Chytrý i Otýpková 2003).

Dane z poszczególnych prób roślinności posłużyły do obliczeń miar jakości przyrodniczej zieleni, takich jak:

- ogólna liczba gatunków w badanych osiedlach oraz średnia liczba gatunków z prób w jednym obiekcie,
- różnorodność Shannona (Hermy i Cornelis 2000, Magurran 2004),
- pokrycie grup gatunków socjologiczno-ekologicznych w próbach wyrażone za pomocą klas fitosocjologicznych w ujęciu Matuszkiewicza (2008),
- pokrycie gatunków roślin z poszczególnych grup geograficzno-historycznych (Wysocki i Sikorski 2014).

Zróżnicowanie roślinności analizowano za pomocą dendrogramu w programie Statistica 10. Istotności różnic obliczano za pomocą korelacji Pearsona przy poziomie istotności  $p < 0,05$ .

Przyczyn zróżnicowania florystycznego zieleni osiedlowej poszukiwano w metrykach osiedli, ich kształcie, udziale poszczególnych grup zieleni (trawników, zadrzewień), strukturze zabudowy. Jako wskaźnik natężenia presji na roślinność osiedli uznano udział zabudowy na terenie osiedli (zabudowa) i intensywność zabudowy (zabudowa  $\times$  liczba kondygnacji).

**Flora badanych osiedli.** Na terenie badanych osiedli warszawskich stwierdzono obecność 204 gatunków roślin, w tym 162 gatunków zielnych i 42 zdrewniałych. Drzewostan jest niemal w całości posadzony przez ludzi. W jego skład wchodzi wiele gatunków obcych, stąd też grupie roślinności przyziemnej poświęcona będzie szczególna uwaga. Wśród roślin warstwy zielnej przeważają gatunki rodzime 68%, w tym 15% to gatunki związane ze zbiorowiskami naturalnymi, które zdołały utrzymać się w odmiennych dla siebie warunkach. Okazuje się, że ta najcenniejsza grupa gatunków jest związana z czterema typami mikrosiedlisk, jakie powstają wtórnie i przeważnie w sposób niezamierzony. Te cztery typy mikrosiedlisk, to:

- Biotopy związane z miejscami na podłożu gliniastym i silnie nasłonecznione, często na zboczach, pod południowymi ścianami budynków. Murawy w takich stanowiskach zawierają gatunki ciepłolubnych muraw z klasy *Festuco-Brometea* i okrajków *Trifolio-Geranietea* – *Asparagus officinalis*, *Astragalus glycyphyllos*, *Bromus inermis*, *Campanula bononiensis*. Ich obecność jest uzależniona od in-



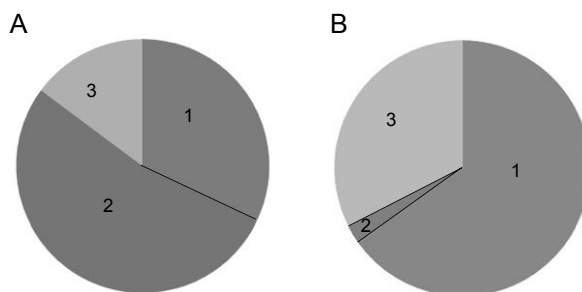
tensywności pielęgnacji. Są to zwykle rośliny, które przeniknęły do trawników z ogrodów, gdyż naturalna dyspersja jest niewielka. Często tym zbiorowiskom towarzyszą *Viola odorata* – gatunek o niepewnym statusie we florze polskiej i *Primula officinalis*, które najlepiej z powyższych gatunków znoszą koszenie i są na osiedlach w ostatniej dekadzie w wyraźnej ekspansji;

- Biotopy na gruntach piaszczystych i silnie nagrzewających się reprezentowane są przez trawniki z udziałem gatunków muraw napiaskowych *Koelerio-Corynephotretum* i wrzosowisk *Nardo-Callunetea* – *Festuca ovina*, *Festuca trachyphylla*, *Sedum acre*, *Sedum sexangulare*, *Hieracium pilosella*, *Hypochoeris radicata*. Płaty trawników z wyraźnym udziałem tych gatunków są dość trwałe i znoszą intensywniejszą pielęgnację. Pojawiają się we wszystkich typach osiedli;
- Łąki namuliskowe z rzędu *Trifolio fragiferae-Agrostietalia* zajmujące drobne powierzchnie na gliniastym podłożu w mikroobniżeniach, gdzie utrzymuje się dłużej woda po większych opadach – *Agrostis stolonifera*, *Cardamine pratensis*, *Festuca arundinacea*, *Lysimachia nummularia*, *Potentilla anserina*, *Ranunculus scleratus*, *Trifolium fragiferum*. Jest dość zaskakujące, że takie siedliska spotyka się nawet na intensywnie pielęgnowanych osiedlach. Zanikają one w sytuacjach, gdy trawniki z zalegającymi powierzchniami wody są drenowane lub powstaje skuteczna opaska drogi z odwodnieniem;
- Biotopy dawnych ogródków działkowych, skrajów dróg i rowów, na których pojawiają się ruderalne gatunki ziołorośli okrajkowych z klasy *Epilobietea*, tj. *Fragaria vesca*, *Melandrium rubrum*, *Rubus idaeus*. Są to dość nietrwałe układy ubogie w gatunki, zwykle usuwane wraz z porządkowaniem miejsca.

Zieleń osiedlową trudno nazwać naturalną, gdyż znajduje się w jej obrębie aż 32% gatunków obcego pochodzenia<sup>62</sup>. Nie jest zaskakujące to, że za tak duży udział gatunków odpowiada głównie warstwa drzew, gdzie liczba gatunków obcego pocho-

<sup>62</sup> Klasyfikacja roślin synantropijnych (Wysocki i Sikorski 2014): gatunki rodzinne (natural plants): spontaneofity – gatunki występujące wyłącznie na siedliskach naturalnych. W osiedlach wyłącznie na powierzchniach ekstensywnych, rzadko, np. dzwonek boloński, traganek szerokolistny; apofity – gatunki współtworzące zbiorowiska naturalne lub półnaturalne, a jednocześnie synantropijne, czyli gatunki występujące na siedliskach naturalnych i przekształconych przez człowieka, np. koniczyna rozlogowa, pokrzywa zwyczajna. W osiedlach dominują liczebnie, wchodzą w skład ekstensywnych trawników i zadrzewień, np. bluszcz kurdybanek, zycica trwała; gatunki obce (alien plants): antropofity – gatunki „introdukowane”, „aklimatyzowane”, „inwazyjne”, „obcego pochodzenia”, „egzotyczne” zgodnie z Konwencją o Różnorodności Biologicznej zwaną Berneńską (jak i ustawie o ochronie przyrody z 16 kwietnia 2004 roku, Dz.U. 2004 nr 92, poz. 880, art. 5.1c) to taksony przeniesione poza zasięg, w którym występują (lub występowały w przeszłości) w sposób naturalny, włącznie z częściami, gametami, nasionami, jajami lub propagułami, dzięki którym mogą one przeżywać i rozmnażać się. Opisywane gatunki występują na siedliskach antropogenicznych, niekiedy wnikają na zaburzone siedliska naturalne. Są one dość często spotykane na osiedlach, zwłaszcza na zaburzonych siedliskach, np. jasnota purpurowa, włośnica sina.

zenia jest większa od zielnej (rys. 5.4.1, tabela 5.4.1). W większości przypadków są to rośliny wprowadzone przez człowieka w latach 70.–80. XX wieku, kiedy preferowane były gatunki egzotyczne. Różnorodność drzew na osiedlach jest większa niż w lasach i innych terenach zurbanizowanych, gdyż drzewostan z udziałem gatunków obcych ma do tego luźniejszą strukturę (Porter i in. 2001), co sprzyja gatunkom wnikającym z zewnątrz (Porter i in. 2001).



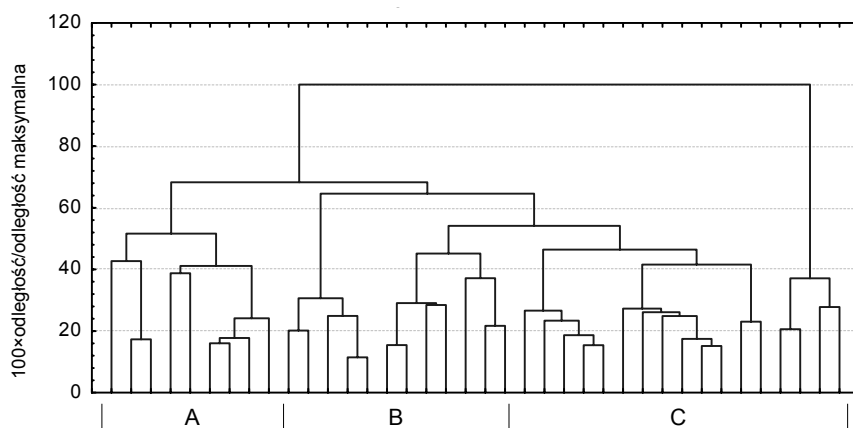
**Rysunek 5.4.1.** Udział gatunków roślin ze względu na pochodzenie gatunków w warstwie zielnej (A) i roślin w warstwie drzew (B) na terenie osiedli: 1 – spontaneofity – gatunki rodzime niesynantropijne, 2 – apofity – rodzime synantropijne, 3 – antropofity – obcego pochodzenia (opracowanie własne)

**Tabela 5.4.1.** Wskaźniki stanu roślinności zadrzewień na badanych osiedlach, uśrednione dla badanych prób

Wyszczególnienie	Osiedle																	
	Bernardyńska	Bokerska	Conrada	Domaniewska	Duracza	Hoża	Kamińskiego	Koło	Lanego	Limanowska	Literacka	Olbrachta	Orzycka	Pańska	Rzymowskiego	Sandomierska	Włodarzewska	Zgromadzenia Żmija
Liczba prób	2	6	3	0	4	1	0	1	2	1	3	3	3	2	3	0	2	2
Liczba gatunków	13,5	17,8	16,7	0	15,8	11	0	12	12	12	18,7	14	10,3	14	13,7	0	17,5	11,5
Liczba gatunków (a)	3	5,17	3,67	0	2,25	3	0	1	2,5	1	3	2,33	2,33	3	3,67	0	3,5	2,5
Liczba gatunków (c)	10,5	12,5	13	0	13,5	8	0	11	9,5	11	15,7	11,7	8	11	10	0	14	9
Synantropizacja (a)	0,49	0,38	0,29	0	0,8	0,08	0	0	0,27	0	0,31	0,35	0,64	0,53	0,97	0	0,23	0,21
Synantropizacja (c)	0,12	0,03	0,01	0	0,04	0	0	0,08	0,01	0	0,19	0,13	0,01	0,22	0,15	0	0,09	0,04
Wskaźnik Shannona	1,49	1,7	1,63	0	1,51	1,06	0	1,24	1,65	1,82	1,87	1,46	0,73	1,49	1,44	0	1,62	1,31

a – roślinność warstwy drzew; c – roślinność warstwy zielnej.

**Typy roślinności zadrzewień na występujące na terenach badanych osiedlach.** Wszystkie zadrzewienia tworzą drzewa, przeważnie obcego pochodzenia, nieprzekraczające wieku kilkudziesięciu lat. Pod okapem drzew bardzo słabo wykształcona jest warstwa krzewów. Ze względu na dużą zmienność w czasie i częstotliwość pielęgnacji roślinność runa zadrzewień różnicuje się na trzy następujące typy, choć granice między nimi są dość płynne (rys. 5.4.2):



Wyróżnione grupy A–C zostały opisane w tekście na s. 99

**Rysunek 5.4.2.** Podobieństwa badanych zadrzewień osiedlowych (opracowanie własne)

- ❑ zadrzewienia typu A – pielęgnowane ekstensywnie, najbardziej naturalne na osiedlach, zdominowane przez gatunki okrajkowe z rzędu *Glechometalia* z drzewostanem złożonym głównie z gatunków rodzimych – klonu pospolitego, jesionu wyniosłego lub klonu jawora,
- ❑ zadrzewienia typu B – silnie wydeptywane, z dużym udziałem gatunków synantropijnych z klasy *Artemisietea vulgaris* w runie, przy dużym udziale roślin łąkowych odpornych na ubitej wierzchniej warstwie gleby, m.in. *Lolium perenne*, *Festuca rubra*, *Poa angustifolia* (rys. 5.4.3),
- ❑ zadrzewienia typu C – pielęgnowane intensywnie, najuboższe w gatunki na osiedlach o dość dużej przepuszczalności koron drzew, mniej lub bardziej wydeptywane runo złożone z gatunków muraw świeżych *Cynosurion* niewiele różniące się florystycznie od pobliskich trawników (rys. 5.4.4).

Zadrzewienia są różnorodnie wydeptywane przez mieszkańców. Te poddane największej presji znajdują się w sąsiedztwie klatek, przy placach zabaw, użytkuje je kilkanaście osób dziennie, schodzących z tras, a roślinność reprezentuje typ B – silnie wydeptywanego runa. Zwykle powierzchnia typu zadrzewień jest niewielka i zależy od liczby użytkowników osiedli i standardu infrastruktury drogowej.



**Rysunek 5.4.3.** Roślinność badanych osiedli składa się ze znacznych powierzchni wielofunkcyjnych trawników w różnym stopniu wydeptywanych i pielęgnowanych, młodych i luźnych zadrzewień, dość częste są intensywnie pielęgnowane przedogródki (fot. P. Sikorski)

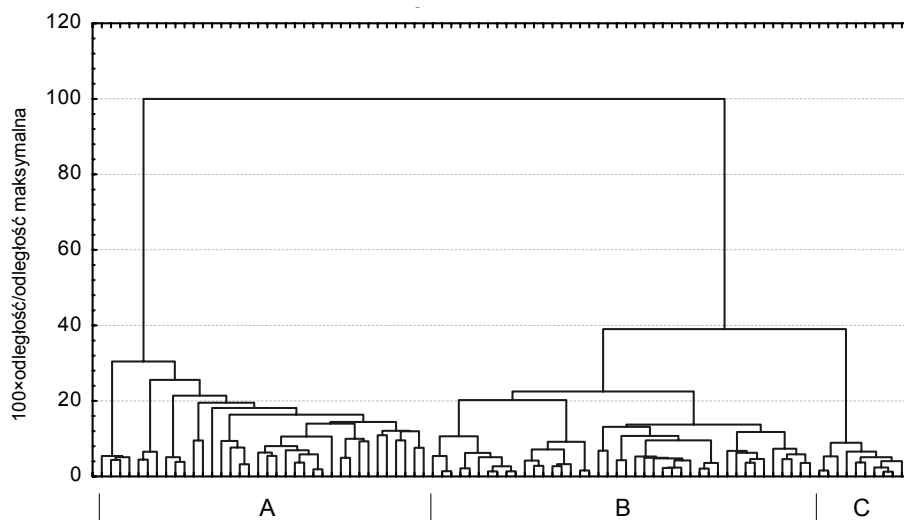


**Rysunek 5.4.4.** Luźne zadrzewienie robinii białej z runem pielęgnowanym intensywnie zdominowane przez rośliny dość silnie wydeptywane (murawy wydepczyskowe) z udziałem gatunków muraw świeżych *Lolio-Cynosuretum* (fot. P. Sikorski)

W reprezentatywnych miejscach, zwykle pośrodku osiedli, zajmują największe powierzchnie zadrzewień z runem o charakterze trawnika typu C. Płaty zadrzewień z runem typu A zazwyczaj znajdują się przy brzegach osiedli, w miejscach odizolowanych, w najmniej widocznych i rzadziej pielęgnowanych miejscach. Zajmują powierzchnię proporcjonalną do wielkości zieleni osiedlowej i w tych największych zwykle większe. Na tych obszarach pojawiają się niskie płotki przy ścieżkach,

tabliczki o zakazie deptania roślin. Izolacja zieleni i narzucane ograniczenia powodują, że liczba schodzących do runa osób nie przekracza kilku osób na dzień.

**Typy roślinności trawników występujące na terenach na badanych osiedlach.** Trawniki osiedlowe tworzą trzy grupy (zwykle występują one w różnych konfiguracjach) wyraźnie różniące się intensywnością pielęgnacji, przy czym te o największych nakładach różnicują się z kolei na mniej i bardziej intensywnie wydeptywane (rys. 5.4.5):



Wyróżnione grupy A, B i C opisano w tekście na s. 101

**Rysunek 5.4.5.** Podobieństwa badanych trawników osiedlowych (opracowanie własne)

- trawniki typu A – pielęgnowane intensywnie, to grupa trawników najczęściej koszonych, podlewanych poddanych umiarkowanej presji wydeptywania, złożone z roślin muraw świeżych ze związku *Cynosurion*,
- trawniki typu B – pielęgnowane intensywnie, ale widoczna jest presja antropogeniczna na skutek nadmiernego wydeptywania, wówczas dominują rośliny z rzędu *Plantaginetales majoris*, bądź na skutek niszczenia wierzchniej warstwy podłoża podczas robót ziemnych, co przejawia się udziałem gatunków synantropijnych z klasy *Artemisietea vulgaris*,
- trawniki typu C – pielęgnowane ekstensywnie, często są to powierzchnie na skraju osiedli, z dala od koncentracji mieszkańców, w pobliżu zadrzewień, w tych ostatnich wyraźnie jest większy udział gatunków okrajkowych, takich jak *Aegopodium podagraria* czy *Lamium album*, w bardziej prześwietlonych stanowiskach dominuje *Festuca rubra* (rys. 5.4.6).



**Rysunek 5.4.6.** Dzwonek rozpierchły (*Campanula patula*) to pospolity gatunek w krajobrazie rolniczym, ale nieczęsto spotykany na zaburzonych łąkach w miastach. Tu na murawie osiedlowej na osiedlu Koło (Warszawa) zajmuje on wyjątkowo duże pokrycie, przy czym w okolicy nie występuje zupełnie. Zniszczenie tej niedużej murawy powodowałoby zanik tego gatunku na dużym obszarze miasta (fot. P. Sikorski)

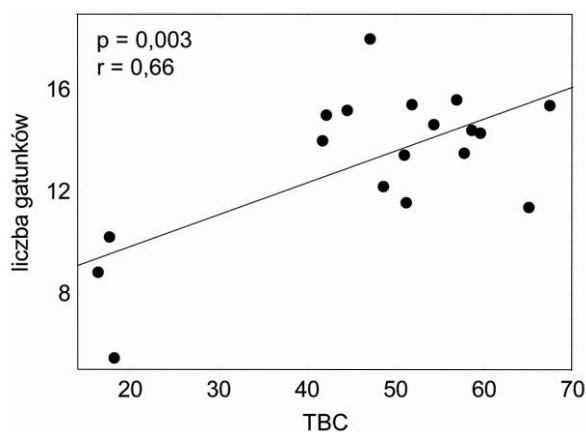
Typy trawników są analogiczne do typów zadrzewień, przy czym różnice między nimi są dużo bardziej wyraźne i niewiele jest postaci przejściowych. Spowodowane jest to dużo większą pielęgnacją i presją mieszkańców wypoczywających „na trawie”. Ocenia się, że poza ścieżkami na powierzchniach zadarnionych przebywa do kilkudziesięciu osób dziennie. Większość powierzchni trawników w różnej konfiguracji zajmują typy B i C – intensywnie pielęgnowane o różnym sposobie użytkowania. Sporadycznie spotyka się płaty rzadziej poddawane pielęgnacji typu A. Z obserwacji wynika, że są najchętniej wybieranymi miejscami do wypoczynku były skraje nisko koszonego trawnika i roślinności wyższej o charakterze łąk.

**Zróźnicowanie roślinności na osiedlach w zależności od wskaźnika TBC.** Z dotychczasowego rozpoznania stanu roślinności osiedlowej wiadomo, że jest ona zróżnicowana w znacznym stopniu przez intensywności pielęgnacji i użytkowania terenu. Można w tym momencie odpowiedzieć na zadane wcześniej pytanie, na ile wielkość powierzchni zieleni i wskaźnika TBC w osiedlach sprzyja generalnie jakości przyrodniczej zieleni. Wskaźnik TBC, jak wiadomo, reglamentuje minimalny udział terenów sprzyjających rozwojowi zieleni. Nie precyzuje on jaka ma być docelowa postać roślinności. Warunki spełniają zarówno zaburzone biotopy złożone z kilku gatunków, jak i biotopy o wyjątkowo wysokiej różnorodności (tabela 5.4.2). Wskaźnik TBC jest niemal tożsamy z udziałem trawników i zadrzewień na osiedlach. Średnio na osiedlu tylko 1,7% powierzchni TBC to ogrody przydomowe oraz nawierzchnie przepuszczalne.

**Tabela 5.4.2.** Wskaźniki stanu roślinności trawników na badanych osiedlach, uśrednione dla badanych prób

Wyszczególnienie	Osiedle																	
	Bernardyńska	Boklerska	Conrada	Domaniewska	Duracza	Hoża	Kamińskiego	Koło	Langeo	Limanowska	Literacka	Olbrachta	Orzycka	Pańska	Rzymowskiego	Sandomierska	Włodarzewska	Zgromadzenie Żniża
Liczba prób	6	6	4	4	3	5	5	7	3	4	2	4	6	7	4	2	11	5
Liczba gatunków	16	11	12,5	13,5	15	8,4	15,2	15	18	11,3	17	13	13,2	9,14	10	5,5	14,7	15
Liczba gatunków (a)	0,83	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2
Liczba gatunków (c)	15,2	10	12,5	13,5	15	8,4	15,2	15	18	11,3	17	13	13,2	9,14	10	5,5	14,7	14,8
Synantropizacja (a)	0	0,18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Synantropizacja (c)	0,12	0,03	0,16	0,11	0,03	0,2	0,02	0,22	0,05	0,08	0,07	0,02	0,13	0,03	0,03	0,5	0,09	0,14
Wskaźnik Shanonna	1,79	1,4	1,65	1,82	1,69	1,14	1,89	1,59	1,94	1,48	1,73	1,37	1,71	1,18	1,58	1,09	1,7	1,61

Zaobserwowano związek między wartościami wskaźnika TBC i ogólną liczbą gatunków roślin, a także różnorodnością Shannona (rys. 5.4.7, tabela 5.4.3). Zwraca uwagę fakt, że liczba gatunków w warstwie drzew jest przy tym nieistotnie związana ze wskaźnikiem TBC, w odróżnieniu do warstwy roślin przyziemnych. Zwrócić

**Rysunek 5.4.7.** Liniowy wpływ wskaźnika TBC na bogactwo florystyczne osiedli (opracowanie własne)

należy uwagę, że wzrost wskaźnika TBC w 2/3 badanych osiedli oznaczał jednocześnie większą liczbę gatunków. W około 1/3 przypadków wysoki wskaźnik TBC charakteryzował osiedla ubogie w gatunki o niskiej różnorodności.

**Tabela 5.4.3.** Wpływ wskaźnika TBC, zieleni osiedlowej i zabudowy na różnorodność biologiczną roślinności spontanicznej

Wyszczególnienie	Udział TBC	Udział zieleni	Udział zadrzewień	Udział trawników	Udział zabudowy	Intensywność zabudowy
Liczba gatunków	<b>0,66</b>	<b>0,67</b>	<b>0,67</b>	<b>0,56</b>	<b>-0,69</b>	<b>-0,64</b>
Liczba gatunków (a)	0,31	0,28	0,17	0,29	-0,38	-0,36
Liczba gatunków (c)	<b>0,62</b>	<b>0,65</b>	<b>0,67</b>	<b>0,52</b>	<b>-0,63</b>	<b>-0,59</b>
Wskaźnik synantropizacji (a)	0,05	0,04	-0,20	0,16	-0,07	-0,16
Wskaźnik synantropizacji (c)	<b>-0,50</b>	<b>-0,49</b>	-0,37	-0,47	<b>0,53</b>	0,34
Wskaźnik Shanonna (c)	<b>0,72</b>	<b>0,74</b>	<b>0,73</b>	<b>0,62</b>	<b>-0,70</b>	<b>-0,65</b>
Udział gatunków rodzimych	<b>0,62</b>	<b>0,63</b>	<b>0,59</b>	<b>0,54</b>	<b>-0,68</b>	<b>-0,64</b>

a – warstwa drzew, c – warstwa roślinności przyziemnej; pogrubioną czcionką zaznaczono wartości istotne dla  $p < 0,05$  (test korelacji Pearsona).

Przestrzenie, które generują występowanie biotopów ważnych przyrodniczo to zadrzewienia i ich obrzeża. Zwrócić uwagę trzeba, że zadrzewienia zwykle tworzą mozaikę pod drzewami o różnym stopniu nasłonecznienia, a przy mniejszym wydeptywaniu stanowić mogą refugium dla gatunków.

Bogactwo gatunkowe roślin determinuje także negatywny wskaźnik jakim jest zabudowa, a więc miejsca w pobliżu, których ma miejsce największa presja człowieka – wydeptywanie, intensywne pielęgnowanie, przekopywanie gruntu. Zarówno udział powierzchniowy zabudowy, jak i intensywność zabudowy ujemnie wpływa na bogactwo roślinności (tabela 4.9). Presja urbanizacyjna ujawniająca się wzrostem zagęszczenia zabudowy kosztem zieleni prowadzi do gwałtownego spadku różnorodności florystycznej.

#### 5.4.3. Potrzeby i możliwości wprowadzania bogatych florystycznie biotopów na tereny osiedli mieszkaniowych

Im większy wskaźnik TBC, a tym samym większa powierzchniowa zieleni osiedlowej, tym potencjalnie większa szansa na pojawianie się bogatych florystycznie biotopów. Szansa ta nie oznacza, że każde duże osiedle cechuje się wysoką różnorodnością. W 1/3 badanych osiedli o wysokim wskaźniku TBC stwierdzono bowiem niską



różnorodność, a w pozostałych 2/3 – wysoką. Za jakość przyrodniczą zieleni jest bowiem odpowiedzialnych wiele czynników, ale zdaniem autorów na wysoką różnorodność wpływa, przede wszystkim, intensywność użytkowania wyrażona choćby wskaźnikiem urbanistycznym, takim jak intensywność zabudowy. Z natężeniem użytkowania trawników i zadrzewień wiąże się wiele typów działalności człowieka, takich jak wydeptywanie, zaburzenia związane z przebudową kanalizacji, oświetlenia, aż w końcu oczekiwaną przez mieszkańców pielęgnacją. Nasilenie się któregoś z czynników powoduje powstanie jednego z opisanych wcześniej typów zieleni. Generalnie im użytkowanie jest bardziej intensywne, tym mniejsze jest bogactwo florystyczne. Pojawia się zatem pytanie: Czy warto wspierać działania proekologiczne w celu podnoszenia jakości zieleni osiedlowej? Aby na nie odpowiedzieć, warto zestawić wyniki prezentowanych badań w osiedlach warszawskich i porównać wskaźniki jakości z terenami powszechnie uznawanymi za naturalne – Park Skaryszewski i rezerwat przyrody Las Natoliński (Park Natolin). Zestawienie można uznać za miarodajne, gdyż wszystkie obiekty, a osiedla łącznie mają około 100 ha powierzchni, podobnie jak wymienione parki, a wybrane próby badawcze odzwierciedlają złożoność roślinności (Sikorski i in. 2010b). We wszystkich obiektach zidentyfikowano porównywalną liczbę gatunków naczyniowych (tabela 5.4.4). Jasne jest, że roślinność w rezerwacie Las Natoliński jest nieporównywalnie bogatsza, zachowuje ciągłość siedliskową od co najmniej kilku wieków, znajdują się tu cenne siedliska, występują tu gatunki chronione (Sikorski 2013), zdecydowanie wyższa jest różnorodność Shannona i udział spontaneofitów (tabela 5.4.4). Zaskakująco porównywalne są za to Park Skaryszewski i osiedla warszawskie.

**Tabela 5.4.4.** Wskaźniki różnorodności biologicznej trawników i runa zadrzewień parków oraz osiedli w Warszawie

Wskaźniki	Las Natoliński	Park Skaryszewski	18 warszawskich osiedli
Liczba badanych prób	44	38	126
Liczba wszystkich gatunków	204	129	204
Średnia liczba gatunków w próbie	24,52	13,67	12,51
Wskaźnik Shannona (H) [-]	2,36	1,48	1,55
Spontaneofity [%]	79,20	27,61	1,59
Apofity [%]	18,82	71,10	88,94
Antropofity [%]	1,98	1,23	9,48

Źródło: Sikorski i in. 2010b.

Zasadnicza różnica między zielenią osiedlową i Parkiem Skaryszewski kryje się w częstotliwości zaburzeń podłoża, jaka ma miejsce podczas przekopywania ziemi, niszczeniu darni przez auta itp. Udział roślin związanych z siedliskami, które nie

podlegają zaburzeniom, jest dużo większy w parkach niż na osiedlach (Sikorski i in. 2010). Z kolei na osiedlach zwiększa się udział roślin związanych z siedliskami podlegającymi regularnie przekopywaniu, usuwaniu wierzchniej warstwy podłoża. Powierzchnie trawników i zadrzewień osiedlowych są przez to uboższe w gatunki spontaniczne.

Zieleń osiedlowa może stanowić miejsce ważne dla różnorodności florystycznej całego osiedla. W dalszej części rozdziału przedstawiono, jakiego typu biotopy i jakie ich cechy sprzyjają temu celowi.

**Stabilne biotopy.** Niewątpliwie, pozostawienie istniejących już stabilnych biotopów, fragmentów starszych zadrzewień, naturalnych zbiorników wodnych, źródlisk, zabagnień, suchych zboczy i wkomponowywanie ich w tereny osiedlowe pozwala uzyskać powierzchnie, które mają gatunki niezwykle trudne do pozyskania w prosty i tani sposób. Szczególne traktowanie projektowanych takich przestrzeni narzucają istniejące systemy ocen nowego budownictwa certyfikatów, a wdrażane od kilku lat m.in. w Polsce, np. BREEAM (Building Research Establishment Environmental Assessment Method), DGNB (Deutsche Gesellschaft für Nachhaltiges Bauen), LEEDS (Leadership in Energy and Environmental Design). Zmieniają one całkowicie filozofię procesu projektowania, który bardzo odpowiada ujęciu przyrodniczemu. Obecnie posiadanie certyfikatu jest dobrowolne, ale i prestiżowe. Systemy wymuszają proekologiczne działania, oszczędne gospodarowanie terenem, powstrzymanie się przed zmianą rzeźby terenu, pozostawieniem warstwy nieprzetworzonego humusu niezwykle ważnego dla roślin spontanicznych. Elementem oceny systemów jest m.in. presja na zabudowywanie najbardziej zdegradowanych terenów, a nie niszczenie pozostałych (Sleeuw 2011). Zakładanie nowych zieleńców osiedlowych jest kosztowną inwestycją, a uzyskanie cennych przyrodniczo biotopów jest zwykle bardzo trudne. Myklestad i Sætersdal (2004) wykazali, że najwyższą różnorodnością, a także największą liczbą gatunków rodzimych charakteryzują się łąki użytkowane przez dziesiątki lat. Stwierdzono także, że uzyskanie siedliskowej różnorodności, utrzymując istniejące populacje, jest łatwiejsze i bezpieczniejsze niż odtwarzanie siedlisk naturalnych poprzez przekształcanie warunków intensywnej uprawy (Myklestad i Sætersdal 2004). Najrozsądniejsze jest zachowanie istniejących fragmentów starych łąk, starych zadrzewień, zarastających zbiorników wodnych (Mauer i in. 2000). Wraz z rozszerzaniem obszaru miast włączane są pod zabudowę mieszkaniową nowe rejonu o dużej wartości, np. Zakole Wawerskie, Łąki Wilanowskie w Warszawie. Przykładem skutecznych rozwiązań jest osiedle Sawyer Hill EcoVillage (USA), gdzie z 65 ha aż 49 ha pozostawione jest jako teren otwarty, a w tym 25 ha to permanentnie chroniony obszar. W planowaniu przestrzennym miast zwraca się uwagę na aspekt zachowania roślinności spontanicznej (Millard 2004) – ochrona

rzadkich dla miasta gatunków roślin i ich zbiorowisk, które ponadto mogą stanowić potencjalne źródło gatunków roślin do rozprzestrzeniania (Gilbert 1989, Maurer i in. 2000, Sukopp 2004).

**Sztuczne ostoje przyrody.** Idea sztucznie zakładanych ostoi przyrodniczych na osiedlach czy też roślinności o charakterze naturalnym, mało pielęgnowanych staje się coraz popularniejsza. Ważnym argumentem ekonomicznym dla propagowania spontanicznej roślinności jest niższy jej koszt utrzymania (Maurer i in. 2000), choć koszt założenia jest wyższy (Helfand i in. 2006). Ankieta przeprowadzona w 2010 roku wśród architektów krajobrazu projektujących na terenie województwa mazowieckiego (Janicka 2010) ukazała małe zainteresowanie społeczeństwa polskiego ekstensywnymi formami zieleni osiedlowej, co jest związane ze słabym rozpowszechnieniem informacji dotyczących łąk kwiatnych oraz z brakiem dobrych przykładów w praktyce. Największym zainteresowaniem cieszą się ekstensywne formy zieleni jako zielone dachy czy ogrody wertykalne (Janicka 2010). Pokutuje też w społeczeństwie przywiązanie do „porządku” w zieleni otaczającej miejsce zamieszkania. Podobnie z resztą jak jeszcze niedawno w wielu krajach wysoko rozwiniętych. W latach 90. XX wieku w USA prowadzono badania nad możliwością wykorzystania roślinności alternatywnej dla trawników w osiedlach mieszkaniowych. W wyniku sondażu nad preferencjami mieszkańców wykazano, że w kulturze amerykańskiej tradycyjny, strzyżony trawnik stanowi najważniejszy element zagospodarowania terenu osiedla mieszkaniowego (Kaplan i Kaplan 1989). Nassauer (1995) stwierdził wówczas, iż preferencje mieszkańców są wywołane potrzebą dopasowania się do wspólnego obrazu osiedli czy regionów oraz brakiem świadomości ekologicznej mieszkańców. Współczesne tendencje zmiernają jednak ku rozpowszechnieniu w miejscach mniej reprezentacyjnych trawników ekstensywnych. Badania prowadzone w USA w latach 90. XX wieku pod kątem ilości trawników ekstensywnych wykazały, że ten rodzaj zieleni występuje głównie w starszych dzielnicach miast zbudowanych przed 1940 rokiem. Zauważono jednocześnie, że w starszych dzielnicach porośniętych starodrzewem zacierniającym darń trawnika i uniemożliwiającym jej wzrost właściciele chętniej zgadzali się na alternatywę w postaci trawnika ekstensywnego (Henderson i in. 1998). Pomimo trudności związanych z brakiem zainteresowania łąkami zarówno ze strony mieszkańców miast, jak i inwestorów publicznych światowe trendy zmiernają ku promocji tego typu zieleni miejskiej.

**Roślinność buforowa.** Obrzeża osiedli przylegające do lasu, cieków, rozległych terenów otwartych łąk i muraw odgrywają dużo większą rolę w przyrodzie niż izolacja przestrzenna. Założenie w takich miejscach roślinności buforowej o podobnej strukturze jak za posesją sprzyja migracji nasion i możliwość przetrwania niektórych gatunków (Gilbert 1989). Niewątpliwie duże rozdrobienie zieleni osiedlowej,

jakie ma miejsce w Warszawie, wpływa na niemal kompletny brak gatunków roślin wymagających stabilnych siedlisk. W nowszych projektach, przy względnie cennych terenach przyrodniczych, pojawiają się sugestie o zachowaniu/stworzeniu kilkumetrowej szerokości zieleni buforowej na posesji przy ogrodzeniu, jak to zrobiono przy kompleksach mieszkalnych przy ul. Zgrupowania AK „Kampinos” w Warszawie (Sikorski 2012). W przypadku terenów chronionych Nichols (2000) zauważa, że negatywne oddziaływanie terenów osiedlowych nie kończy się na ogrodzeniu, ale dalej poza nim. Dotyczy to takich czynników jak hałas, sztuczne oświetlenie oraz nawadnianie, przedostawanie się gatunków obcych i zanieczyszczeń organicznych, wydeptywanie. Z tej też przyczyny na skraju California State Parks zasugerowano zaprojektowanie pasów buforowych o odpowiedniej szerokości między ogrodzeniem osiedli a terenami parkowymi (Nichols 2000).

Urządzenie „dzikiej” roślinności na terenie miast, w dużej mierze silnie przekształconych biorąc pod uwagę niedoskonałości naturalnych rezerw, rodzi problem wzorca dla takich zakładanych czy wysiewanych kompozycji roślin (Lundholm i Richardson 2010).

**Gatunki rodzime.** W doborach roślinnych dla zieleni osiedlowej eliminuje się poza miejscami reprezentacyjnymi, przed wejściami, głównymi placami gatunki obcego pochodzenia. Przyrodnicy i coraz częściej architekci krajobrazu propagują w ramach dobrej praktyki nie stosowanie gatunków nierodzimych wszędzie tam, gdzie nie jest to konieczne.

Zieleń osiedlowa to przeważnie zaniedbane trawniki i sadzone w zupełnie przypadkowy sposób drzewa (Kobylarczyk 2007). O jej bogactwie florystycznym decyduje dostępny na rynku asortyment roślin – gotowych mieszanek traw i bylin do zakładania runa. Są to przeważnie ubogie w gatunki zestawy, nie do końca optymalnie dobrane do podłoża. Projektanci nie dostrzegają zwykle, że warunki siedliskowe na osiedlach są zróżnicowane. W zacienionych miejscach przy północnej ścianie budynku, które odbija silnie światło, rosną nierzadko kserotermiczne rośliny muraw napiaskowych. Roślinność staje się tam jednolita, gdyż wysiewane są tam te same rośliny we wszystkich trawnikach osiedla. Powszechnie uznaje się wśród przyrodników, że podstawą jest szczegółowe rozpoznanie warunków glebowych, a dla zbiorowisk wzorcem powinny być naturalne i półnaturalne ekosystemy.

Zwolennicy tzw. ekologii pojednania (reconciliation ecology) twierdzą, że miasto to mozaika siedlisk mająca swe odpowiedniki w naturalnych stanowiskach. Należy wobec tego odtwarzać nawet najbardziej ekstremalne siedliska, np. dla utwardzonych powierzchni, takich jak ściany budynków, odpowiednia jest naturalna roślinność skalna. W ten nurt wpisują się ogrody wertykalne i na dachach. Są one

zakładane na sztucznym substracie z udziałem gatunków muraw napiaskowych, naskalnych i kserotermicznych. Nierzadko w składzie pojawiają się gatunki obcego pochodzenia. Zbadane w Warszawie w skład muraw na dachach nowopowstałych budynków po kilku latach od założenia wchodziło wiele gatunków spontanicznych, które pojawiły się samoczynnie (Siermińska 2007).

*Jacek Borowski, Małgorzata Pstrągowska*

## **5.5. Rośliny drzewiaste w osiedlach mieszkaniowych**

### **5.5.1. Znaczenie drzew, krzewów i pnączy**

Drzewa osiedlowe stanowią liczący się i niezwykle ważny składnik zieleni miejskiej. Poza spełnianiem szeroko rozumianych funkcji przyrodniczych wpływają na wartość estetyczną osiedla, izolują je od głośnej komunikacji miejskiej, pozytywnie oddziałują na psychikę i zachowania społeczne mieszkańców. Coraz bardziej docenia się znaczenie drzew i krzewów nie tylko jako tworzywa kształtowania przyjaznej człowiekowi przestrzeni, ale też jako narzędzia w oczyszczaniu (fitomelioracji) siedlisk miejskich ze szkodliwych substancji, tłumieniu uciążliwego hałasu, obniżaniu temperatury nagrzewających się powierzchni (Tyrväinen i in. 2005, Dimke 2008, Jim i Chen 2010). O tym, że warto inwestować w drzewa i krzewy w osiedlach przekonuje doświadczenie Stanów Zjednoczonych. Przez lata w amerykańskich miastach drzewa i krzewy były nieobecne. Wydawały się zbędne, głównie ze względu na konieczność zapewnienia im przestrzeni i kosztownej pielęgnacji. Jednak jakość życia mieszkańców bezdrzewnych dzielnic była zdecydowanie gorsza od jakości życia mieszkańców dzielnic zadrzewionych. Psychologia środowiskowa, której obiektem badań są powiązania stanu środowiska ze zdrowiem i zachowaniami ludzi, udowadnia, jak duże jest oddziaływanie drzew na zdrowie i psychikę mieszkańców (Taylor i in. 1998, 2001, Parsons i in. 1991, Kosmala 2005). Wiele korzyści płynących z istnienia drzew, kiedyś przeczuwanych intuicyjnie, można dziś wyliczyć i wyrazić w policzalnych jednostkach: tonach wyprodukowanego tlenu (Nowak i in. 2007) i związanego dwutlenku węgla (McPherson 1998, McPherson i Simpson 1999, Nowak i in. 2002, McPherson i in. 2008), decybelach zredukowanego hałasu (Fang i Ling 2005), kilowatogodzinach zaoszczędzonej energii (McPherson i Rowndtree 1993, Laverne i Lewis 1996, Simpson i McPherson 1996, Simpson 1998, Akbari i Konopacki 2004), gramach zaabsorbowanych pyłów i mikropyłów (Gawroński i in.

2000, McPherson i in. 2005), litrach retencjonowanej wody (Xiao i in. 1998, Xiao i McPherson 2002). W przywrócenie amerykańskim miastom drzew zaangażowano wielkie środki. W takich metropoliach, jak Nowy York, Chicago czy Atlanta, uruchomiono programy naukowe i wdrożeniowe.

Dzięki drzewom i krzewom odtwarzają się łańcuchy troficzne wielu zwierząt. Rosnące w większej liczbie, stanowią zastępczy biotop dla ptaków i owadów. Poprzez, choćby częściowe, odtwarzanie naturalnego środowiska zwiększają stabilność ekosystemów miejskich.

Właściwie wszystkie wymienione wcześniej funkcje, poza estetyczną, są pochodną wielkości biomasy i powierzchni asymilacyjnej tworzonej przez drzewa i krzewy. Pojawia się pytanie, jakie, jak gęsto i w jakich formach powinny być sadzone rośliny, a później jak pielęgnowane, aby najlepiej spełniały oczekiwane dla nich funkcje.

### 5.5.2. Ocena struktury roślinnej na terenach badanych osiedli

**Założenia i metody badań.** Zieleń w osiedlu oddziałuje na otoczenie i mieszkańców. Im większa jest jej masa i powierzchnia liści, tym większa jest produkcja tlenu i absorpcja dwutlenku węgla. Z reguły większe są również zdolności do pochłaniania zanieczyszczeń gazowych i adsorpcji szkodliwych dla ludzi pyłów i mikropylek. Naturalnie skala oddziaływania roślin na otoczenie zależy od intensywności ich procesów życiowych wynikających z przebiegu procesów fotosyntezy, transpiracji i przemian metabolicznych. W uproszczeniu jest ona bardzo uzależniona od wielkości biomasy i powierzchni aktywnych organów. Dlatego, aby zwiększyć pozytywny wpływ roślin na otoczenie, powinno się dążyć do uzyskania w osiedlu maksymalnie dużej powierzchni i masy liści posadzonych roślin.

Jedną z częściowo stosowanych metod oceny wielkości powierzchni asymilacyjnej jest przedstawienie jej w postaci wskaźnika LAI – Leaf Area Index. Najprościej rzecz ujmując, LAI jest definiowany jako stosunek powierzchni liści rośliny do powierzchni gruntu, jaką ona zajmuje. W przypadku drzew i krzewów jest to powierzchnia rzutu korony na podłoże. Za licznymi autorami przyjęto, że to właśnie LAI najlepiej i w prosty sposób odzwierciedla strukturę i wielkość roślin. Nie przedstawia precyzyjnie takich parametrów oddziaływania roślin na otoczenie, jak intensywność fotosyntezy, oddychania czy transpiracji, te bowiem zależą od wielu czynników, m.in. gatunku rośliny i jej kondycji. Wskaźnik LAI jest używany do oceny produktywności netto całych obszarów, a nawet biomów (Scurlock i in. 2001, Asner i in. 2005).

Wskaźnik LAI został wykorzystany przez Onga (2003) do określenia wskaźnika GRP – Green Plot Ratio (patrz podrozdział 4.6). Uwzględniając go, można ocenić nie tylko stopień pokrycia w płaszczyźnie poziomej, ale także strukturę roślinności

w płaszczyźnie pionowej. Za Ongiem (2003) w przeprowadzonych badaniach przyjęto GPR jako stosunek powierzchni zajmowanej przez rośliny ( $pow_R$ ) zwielokrotnionej o odpowiadającą im wartość LAI do całkowitej powierzchni osiedla ( $pow_O$ ):

$$GPR = \frac{pow_R \times LAI}{pow_O}$$

Zastosowanie wskaźnika GPR posłużyło do porównania zróżnicowanej roślinności badanych osiedli. Przeprowadzono własne pomiary LAI gatunków rosnących w Warszawie, ponieważ Ong (2003) stosował LAI roślin innych klimatów i biomów (Scurlock i in. 2001). Po sprawdzeniu w terenie wskaźników LAI: trawników, kwietników i nietrwałych roślin okrywowych, przyjęto ich wartość za Scurlockiem (2001) i Ongiem (2003).

W wybranych osiedlach zmierzono LAI 26 gatunków krzewów i wyznaczono średnią wartość LAI krzewów w trzech grupach wysokości: powyżej 150 cm, 50–150 cm oraz do 50 cm.

W przypadku drzew LAI został określony na podstawie pomiaru gęstości ulistnienia LAD – Leaf Area Density (LAI – 2000 Plant Canopy Analyzer 1992, Peper i McPherson 2003). Oznaczenie LAI/LAD najczęściej występujących gatunków drzew obcego pochodzenia przeprowadziliśmy w wybranych osiedlach na podstawie pomiarów, wykonanych latem 2010 roku przy użyciu aparatu LAI 2000 (Li-COR). W przypadku gatunków rodzimych wykorzystane zostały wyniki pomiarów LAD warszawskich drzew wykonane tą samą metodą<sup>63</sup> w latach 2003–2005 przez Borowskiego (2008).

W efekcie uzyskano średnią gęstość ulistnienia LAD różnych gatunków drzew osiedlowych. Przyjęto, że korona drzewa ma kształt elipsoidy obrotowej o danej objętości  $V$ . Wówczas LAI można wyrazić wzorem  $LAI = \frac{LAD V}{P}$ , gdzie  $V$  jest objętością korony, a  $P$  rzutem korony ( $P = \pi r^2$ ). Zastosowano wzór na objętość elipsoidy  $V = \frac{4}{3} \pi r^2 \frac{1}{2} h$ , gdzie półosiąmi elipsoidy są promień rzutu korony ( $r$ ) oraz połowa wysokości korony  $\left(\frac{1}{2} h\right)$ . Po przekształceniu obu wzorów otrzymuje się wzór

$$\text{w postaci } LAI = \frac{LAD 4\pi r^2 h}{3 \times 2\pi r^2} = LAD \frac{2}{3} h.$$

<sup>63</sup> Wskaźnik LAD pojedynczej rośliny był wyliczony jako średnia z sześciu pomiarów. Czujnik optyczny aparatu LAI 2000 umieszczano 0,5 m poniżej podstawy korony drzewa. Pomiary wykonano w pełni okresu wegetacyjnego (I połowa sierpnia).

Aby uprościć szacowanie oddziaływania roślin na środowisko, przyjęto średnią wartość LAD dla wszystkich występujących w osiedlach drzew, która wynosiła 1,8 (tabela 5.5.1). Takie uproszczenie było możliwe, ponieważ wartości LAD różnych gatunków były zbliżone mimo znacznego zróżnicowania gatunkowego w osiedlach. W związku z tym zasadniczym parametrem różnicującym LAI stała się wysokość drzew i krzewów.

Drzewa osiedlowe zostały podzielone na trzy grupy wysokości: powyżej 10 m, 5–10 m oraz poniżej 5 m.

**Tabela 5.5.1.** Wskaźniki Leaf Area Index (LAI) i Leaf Area Density (LAD) badanych drzew i krzewów

Wyszczególnienie	Średnia wartość LAD	Grupa wysokości		
		A h > 10 m	B 5 m < h < 10 m	C h < 5 m
		LAI**		
<i>Acer negundo</i> klon jesionolistny	2,51			
<i>Acer platanoides</i> klon pospolity	1,59*			
<i>Aesculus hippocastanum</i> kasztanowiec biały	2,85			
<i>Betula pendula</i> brzoza brodawkowata	1,06*			
Drzewa <i>Fraxinus excelsior</i> jesion wyniosły	1,29*	16	7	2
<i>Populus</i> sp. topola	1,21			
<i>Sorbus aucuparia</i> jarząb pospolity	1,62*			
<i>Tilia cordata</i> lipa drobnolistna	2,52*			
Średnia	1,8			
		Grupa wysokości		
		a h > 1,5 m	b 0,5 m < h < 1,5 m	c h < 0,5 m
		LAI		
Krzewy – 26 gatunków		3	3,5	2

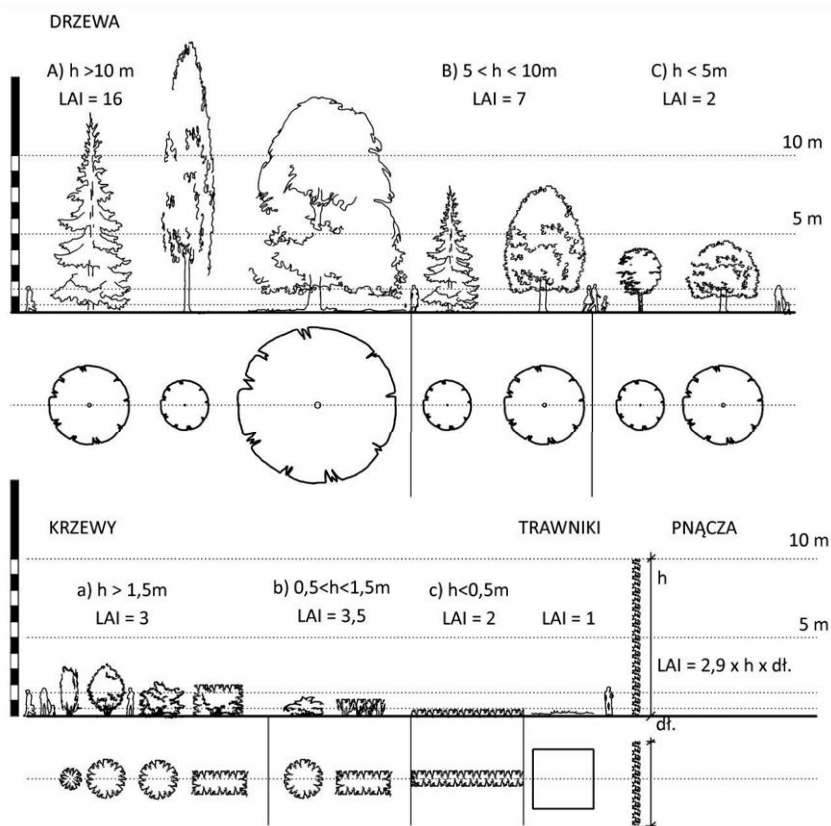
\* Wartości średnie przyjęte za Borowski (2008).

\*\* Wysokość (długość) korony została uśredniona dla poszczególnych grup wysokości drzew (A, B, C), przyjmując, że podstawa korony drzew miejskich znajduje się na wysokości 2 m. Dla drzew z grupy A przyjęto wysokość korony h = 13 m, z grupy B h = 5,5 m, z grupy C h = 2 m.

LAI pnączy został obliczony na podstawie średniej powierzchni liści przypadającej na 1 m<sup>2</sup> ściany i wynosił 2,9 (Borowski 1996). GPR powierzchni zajętej przez pnącze zostało policzone poprzez pomnożenie wartości LAI przez wysokość pnącza i szerokość ściany, którą ono zajmuje.



Na GPR osiedla wpływa nie tylko wysokość drzew, ale też rozłożystość ich koron. Obecność dużych drzew w znaczący sposób zwiększa wartość wskaźnika GPR osiedla, ponieważ stosunkowo wysoki LAI odnosi się do dużej powierzchni terenu, jaką zajmuje drzewo. Nawet wysokie drzewa, ale o wąskiej koronie słabo oddziałują na otoczenie (rys. 5.5.1).

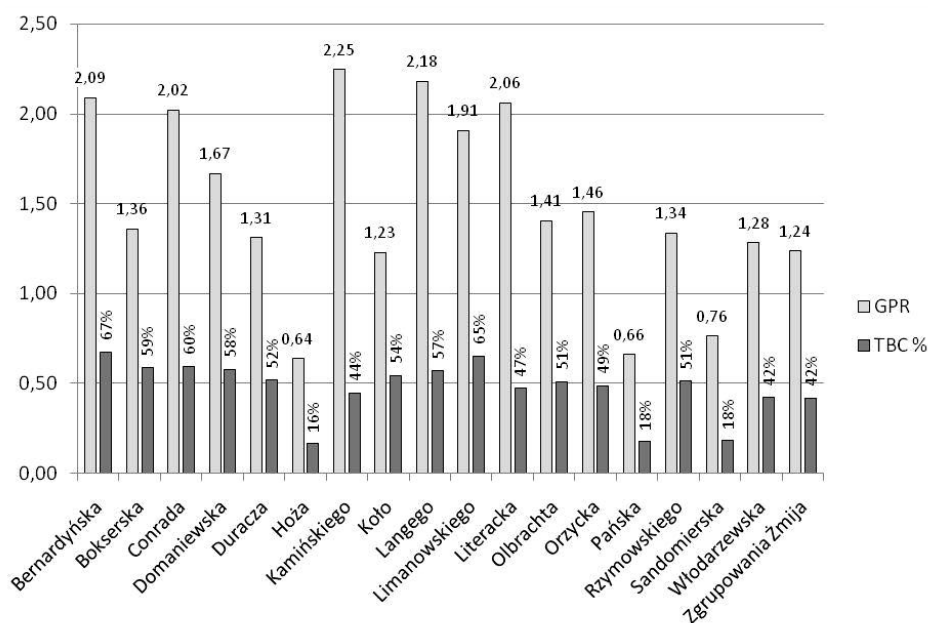


**Rysunek 5.5.1.** Wskaźnik LAI (Leaf Area Index) drzew, krzewów, pnączy i trawników zależnie od ich wysokości (opracowanie własne)

Stosunkowo niski LAI drzew o wysokości poniżej 5 m, niższy nawet od LAI krzewów, wynikał z występowania w tej kategorii licznych młodych drzew o słabo jeszcze rozbudowanej koronie. Ponadto korona nawet niedużych drzew miejskich umiejscowiona jest na wysokości 1,5–2,0 m ponad gruntem – podobnej wysokości krzewy ma zazwyczaj dużo większą koronę. Spośród krzewów najwyższy wskaźnik LAI wynosił 3,5 i dotyczył krzewów w grupie wysokościowej 0,5–1,5 m. W tej grupie było najwięcej krzewów w żywopłotach, które charakteryzują się bardzo dużym zagęszczeniem pędów i liści.

**Wyniki badań.** Na podstawie wyznaczonego LAI dla drzew i krzewów oraz zajmowanej przez nie powierzchni został obliczony wskaźnik GPR osiedli (rys. 4.19). W porównywanych osiedlach procentowy udział powierzchni zajmowanej przez drzewa wynosił od 11 do 31%, krzewów od 4 do 15%, zaś trawników wraz z kwietnikami od 63 do 80% ogólnej powierzchni zajętej przez wszystkie rośliny<sup>64</sup>.

Zastosowanie wskaźnika GPR pozwoliło na ocenę zróżnicowanej struktury roślin osiedli. Wartość GPR wzrasta ze zwiększającym się udziałem drzew, co widoczne jest na przykładzie osiedli Bernardyńska, Conrada, Langego i Literacka, gdzie powierzchnia zajmowana przez drzewa wynosi ponad 16%. Zdarza się, że osiedla o podobnym wskaźniku terenów biologicznie czynnych (TBC), np. Kamińskiego (44%) i Zgrupowania Żmija (42%), zdecydowanie różnią się wartością wskaźnika GPR – odpowiednio 2,25 i 1,24 (rys. 5.5.2). Wynika to nie tylko z różnej powierzchni zadrzewionej (13% i 8%) ale także różnej wielkości drzew. W osiedlu Kamińskiego duże drzewa o wysokości powyżej 10 m stanowią 61% powierzchni zadrzewionej, w osiedlu Zgrupowania Żmija natomiast ich udział wynosi tylko 34% (rys. 5.5.2).

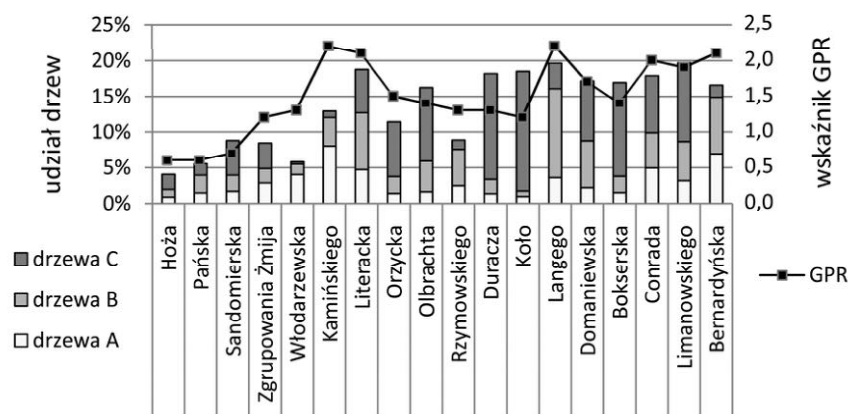


**Rysunek 5.5.2.** Porównanie wartości wskaźników terenów biologicznie czynnych – GPR i TBC (opracowanie własne)

<sup>64</sup> Całkowita powierzchnia zajęta przez rośliny była sumą rzutu koron drzew, krzewów i żywopłotów, trawników i kwietników oraz powierzchni gruntu zajętej przez pnącza.

Czasem, mimo znacznego zadrzewienia, niższy wskaźnik GPR wynika z niewielkich rozmiarów drzew, co szczególnie jest widoczne np. w osiedlu Bokserska, gdzie 77% powierzchni zadrzewionej zajmują małe drzewa, o wysokości poniżej 5 m, podobnie jest w osiedlu Duracza (81%) i Koło (91%), gdzie niskich drzew jest jeszcze więcej (rys. 5.5.3).

Tylko na jednym z badanych osiedli (Hoża) rosły pnącza, które mimo bardzo wysokiego wskaźnika LAI nie wpłynęły w sposób istotny na wartość wskaźnika GPR osiedla ze względu na niewielką długość ścian, które porastały.



**Rysunek 5.5.3.** Wskaźnik GPR osiedli i struktura drzew zależnie do ich wysokości (A – ponad 10 m, B – 5–10 m, C – poniżej 5 m) (opracowanie własne)

### 5.5.3. Intensyfikacja oddziaływania roślinności na jakość środowiska mieszkaniowego poprzez kształtowanie jej struktury

Proponowany wskaźnik GPR zdecydowanie lepiej charakteryzuje wartość ekologiczną osiedli niż dotychczas stosowany TBC. Uśrednienie gęstości ulistnienia drzew oraz skategoryzowanie drzew i krzewów według wysokości umożliwia stosunkowo proste obliczenia opierające się o doświadczalnie uzyskane dane dotyczące potencjalnej aktywności fizjologicznej roślin. Oczywiście jest, że zupełnie inna jest skala oddziaływania na otoczenie powierzchni trawnika w porównaniu do takiej samej powierzchni pokrytej przez drzewa, ponadto powierzchnie liści drzew i trawnika sumują się. Różnice tę ukazuje wskaźnik GPR, podczas gdy TBC jej nie odzwierciedla. Wskaźnik GPR może służyć do prowadzenia zrównoważonej gospodarki drzewostanem oraz wspomagać kompleksowe planowanie i zarządzanie roślinnością osiedli, tak aby przebudowa drzewostanu nie powodowała nagłego i długotrwałego obniżenia wartości przyrodniczej terenów zieleni osiedla.

**Przykłady dobrych praktyk w zwiększaniu udziału powierzchni roślinnej w osiedlach.** Niewątpliwie najprostszym sposobem zwiększenia wartości GPR jest wprowadzenie jak największej liczby drzew, szczególnie dużych. Zatem należy je sadzić w miarę możliwości nie tylko na gruncie rodzimym, ale także na garażach podziemnych, dachach czy też wprowadzać rośliny na tarasy, balkony i pionowe elewacje. Takie działania znane są już od dawna, jednym z ich prekursorów był Frank Lloyd Wright (1867–1959), który stworzył pojęcie architektury organicznej. Architektura organiczna to sposób myślenia zakładający jej kształtowanie w powiązaniu z naturą. Próbuje ona przywracać równowagę zachwianą jednostronnym rozwojem cywilizacji przemysłowej. Jest to również architektura proekologiczna (Trzeciak 1996, Pokało-Lipiec 2004). Poprzez wprowadzanie roślinności drzewiastej i pnączy, które łagodzą geometryczne formy, budynki wyróżnia przede wszystkim indywidualny wyraz i harmonia z krajobrazem. Szczytowym osiągnięciem architektury organicznej są dokonania wiedeńskiego malarza, grafika, architekta, teoretyka sztuki – Friedensreicha Hundertwassera. Kreator przestrzeni, ekolog i gorący propagator nowego wymiaru architektury miasta potrafił znaleźć miejsce dla roślin nie tylko w ogrodach, ale także na fasadach, balkonach, tarasach i dachach, czyli wszędzie tam, gdzie to było możliwe (rys. 4.22). Dla współczesnego architekta i architekta krajobrazu jest to jednoznaczne: pokrywajmy zielenią wysepki komunikacyjne, tarasy, balkony, dachy, elewacje budynków (Pokało-Lipiec 2004, Borowski i Latocha 2014) – rysunki 5.5.4, 5.5.5 i 5.5.6.



**Rysunek 5.5.4.** Hundertwasser Haus w Wiedniu ([www.hundertwasserhaus.at](http://www.hundertwasserhaus.at), © 2011 Namida AG, Glarus, Szwajcaria)

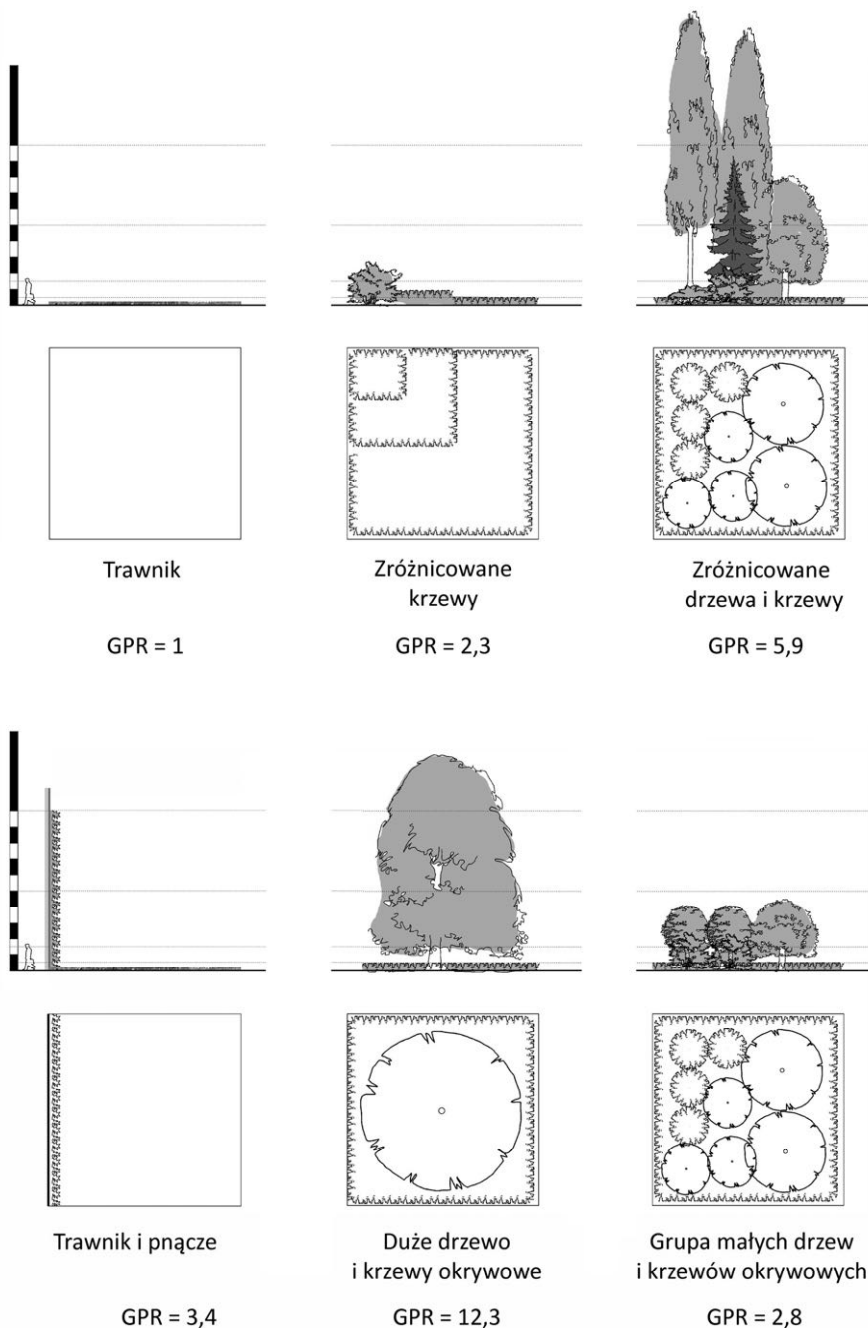


**Rysunek 5.5.5.** Rośliny drzewiaste na tarasach w jednym z podparyskich osiedli (fot. J. Borowski)



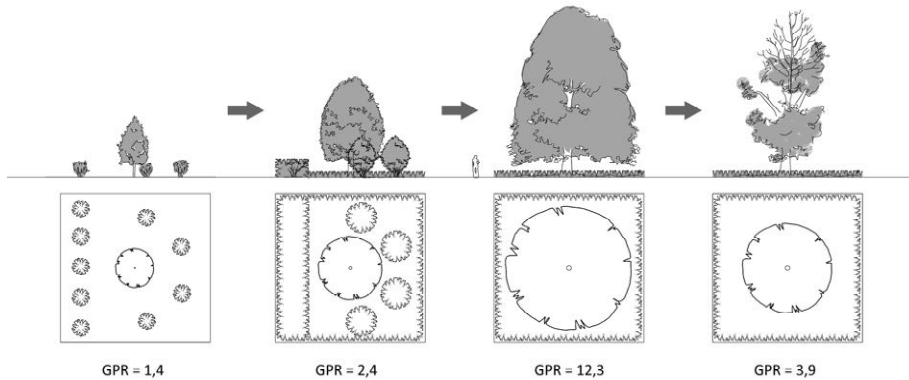
**Rysunek 5.5.6.** Rośliny na dachach i tarasach w Monako (fot. J. Borowski)

Z przeprowadzonych badań i analiz wynika, że ta sama powierzchnia terenów biologicznie czynnych może być w różny sposób zagospodarowana, co skutkuje różną jej siłą oddziaływania na środowisko osiedla (rys. 5.5.7). Zagospodarowanie terenu tylko roślinnością trawiastą, murawą lub niską roślinnością runa ma ograniczoną siłę przyrodniczego oddziaływania. Osiąga wartość GPR zaledwie 1. Każde rozbudowanie struktury roślinności wznwyż skutkuje wielokrotnieniem tej wartości. Pokrycie terenu zwartymi krzewami podnosi ogólną wartość GPR do 2,0–3,5 w zależności od wysokości krzewów.

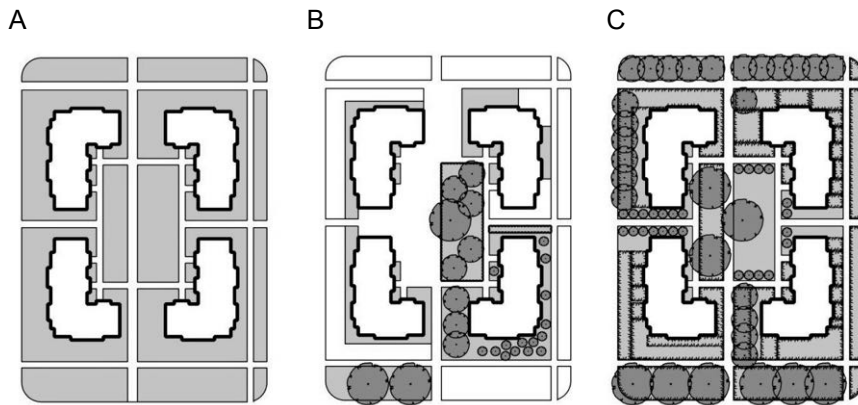


**Rysunek 5.5.7.** Zróznicowanie wskaźnika Green Plot Ratio (GPR) na tej samej powierzchni biologicznie czynnej (TBC = 100%) w zależności od zagospodarowania terenu (opracowanie własne)

Wzrost i rozwój drzew powoduje zwiększenie wartości wskaźnika wraz z upływem czasu. Do osiągnięcia przez drzewa stanu dojrzałości, ich LAI, i co za tym idzie GPR osiedla, rośnie. GPR osiedla nie jest więc wskaźnikiem stałym. Na jego zmianę ma również wpływ pielęgnacja terenu, starzenie się roślin, ich przycinanie, usuwanie itp. (rys. 5.5.8 i 5.5.9).



**Rysunek 5.5.8.** Zmiana układu roślinnego postępująca w czasie. Siła przyrodniczego oddziaływanie na otoczenie, a tym samym wskaźnik GPR danego terenu ulega zmianom (opracowanie własne)



**Rysunek 5.5.9.** Zróżnicowanie GPR i powierzchni biologicznie czynnej osiedla: A – osiedle o wysokim wskaźniku TBC i niskim wskaźniku GPR, B – osiedle o stosunkowo niskim wskaźniku TBC i stosunkowo wysokim wskaźniku GPR, C – osiedle o wysokich wskaźnikach TBC i GPR (opracowanie własne)

Niezwykle wysoki LAI charakteryzuje pionowo rosnące pnącza, które zajmują niewielką powierzchnię gruntu, a wytwarzają bardzo dużą powierzchnię liści. W wielu przypadkach zajmowana przez nie powierzchnia ścian jest wielokrotnie większa od powierzchni gruntu zajmowanej przez inne rośliny. Jeśli oceniana jest niewielka powierzchnia, np. podwórko lub dziedziniec osiedlowy, znaczenie pnącza

znacząco rośnie. Potwierdza to wyniki prowadzonych uprzednio badań (Borowski 1996, Borowski i Pstrągowska 2011).

Sposób kształtowania struktury roślinnej rzutuje na biologiczne funkcjonowanie całego osiedla. Piętrowość roślin może rekompensować ograniczenie powierzchni dla nich przeznaczonych. Funkcjonowanie współczesnych osiedli wymaga zapewnienia terenu na komunikację i miejsca postojowe, co powoduje zwiększenie powierzchni utwardzonej. W tej sytuacji niedobór roślinności wysokiej skutkuje zmniejszeniem wartości przyrodniczej terenu.

Dla rozwoju drzew osiedlowych w polskich miastach podstawowym problemem jest brak dostępnej wody. Z powodu z reguły głębokiego zalegania wód gruntowych w terenach zabudowanych drzewa i krzewy korzystają niemal wyłącznie z wód opadowych. W efekcie rośliny narażone są na okresowe susze. Z tego też powodu do terenów osiedlowych należy dobierać gatunki tolerujące suszę. Tym bardziej ważne jest odpowiednie gospodarowanie zasobami wód i ich retencja w przestrzeni osiedla (patrz rozdział 4.3).

W wielu miastach Europy i Ameryki Północnej prowadzone są prace i badania nad doborami drzew i krzewów do założeń miejskich i osiedlowych. Ich wyniki mogą być jednak tylko w nieznacznym stopniu wykorzystane w warunkach klimatycznych i glebowych Warszawy.

Najlepiej, jeśli tworzące dobór drzewa i krzewy wykazują wysoką tolerancję na działanie jak największej liczby biotycznych i abiotycznych czynników ograniczających ich rozwój. Z tym związane są specyficzne właściwości biologiczne i wymagania, jakie stawia się wybranym taksonom (Sjöman i Nielsen 2010).

Choć Polska nie jest krajem o wyjątkowo dużym zróżnicowaniu klimatycznym, to pierwszym i zasadniczym czynnikiem, jaki należy brać pod uwagę, tworząc każdy dobór, jest odporność roślin na działanie niskiej temperatury występującej w danym regionie (Bojarczuk i in. 1984, Heinze i Schreiber 1984). Według wielu autorów, dobór powinien być w miarę możliwości szeroki, co zapobiega sadzeniu miejskich monokultur i daje możliwości tworzenia zindywidualizowanych projektów zieleni osiedlowej (Szczepanowska 2001, Roloff i in. 2009). Często podnoszony jest postulat, aby preferować gatunki rodzime, czyli takie, które rosną w obrębie naturalnego zasięgu (Zajac i Zajac 2001). Szczególnie w polskich warunkach postulat ten kłóci się z poprzednim. Liczba gatunków krajowych, które znoszą trudne warunki siedliskowe miasta, jest bardzo ograniczona. Wybierane drzewa powinny mieć walory estetyczne, takie jak atrakcyjne kwitnienie, ulistnienie czy przebarwienia. Ze względu na specyficzne warunki przestrzenne panujące w osiedlach istotne są rozmiary drzew, nie tylko koron, ale i systemów korzeniowych. Dobrze, jeśli nie tworzą odrostów korzeniowych, nie wytwarzają dużych i licznych owoców i nie rozsiewają



się zbyt intensywnie (Borowski 2008), które to cechy wpływają na wzrost kosztów późniejszej pielęgnacji.

Rozwój koron drzew, a także zbyt mała przestrzeń są przyczyną kolizji z budynkami i infrastrukturą miejską, które w konsekwencji prowadzą do okaleczania drzew przez cięcia i w efekcie zmniejszanie wartości wskaźników LAI i GPR. Niezwykle ważny jest zatem wybór odpowiednich gatunków dostosowanych również do warunków przestrzennych w osiedlach. Drzewa są elementem struktury osiedla, która ulega ciągłym przemianom. Planowanie zieleni musi uwzględniać rozwój roślin, szczególnie drzewostanów i ich wymianę. Gospodarka drzewostanem nie może polegać na rozwiązywaniu doraźnych problemów dotyczących poszczególnych drzew czy ich grup, powinna być planowana w perspektywie dziesięcioleci i konsekwentnie prowadzona. Podstawą gospodarki musi być szczegółowa inwentaryzacja, ocena i stały monitoring drzewostanu. Długoplanowe działania pozwalają na efektywne wykorzystywanie środków finansowych i umożliwiają nawiązanie skutecznej współpracy ze szkółkarzami zaopatrującymi miasta w drzewa wymagające wieloletniej produkcji (Kulas i Kulas 2001). Drzewa miejskie, w tym osiedlowe, powinny być traktowane jako rodzaj plantacji, a czas ich uprawy powinien być uzależniony od odporności i naturalnej trwałości, a także lokalizacji w osiedlu, gdyż niektóre z nich powinny być uprawiane krótkookresowo.

*Anna Mazurkiewicz, Dorota Tumialis*

## **5.6. Motyle dzienne jako wskaźnik walorów przyrodniczych terenów osiedli mieszkaniowych**

### **5.6.1. Tereny osiedli mieszkaniowych jako środowiska życia motyli dziennych**

Przekształcanie i degradacja środowisk są głównymi przyczynami zanikania populacji i wymierania wielu gatunków na świecie, dotyczy to również owadów, a w tym motyli (Collinge 1996, Vitousek i in. 1997, Fahrig 2001). Podkreślić należy, że tempo wymierania motyli dziennych na niektórych obszarach jest nawet większe niż takich grup, jak rośliny czy ptaki (Hamblen i Speight 2004). Owady są szczególnie wrażliwe na zanieczyszczenia i chemiczne środki ochrony roślin zarówno bezpośrednio, jak i poprzez zanikanie ich bazy pokarmowej (roślin pokarmowych). Zanieczyszczenia pestycydami mogą wpływać też na naturalnych wrogów owadów roślinożernych

czy inne gatunki konkurencyjne, co doprowadza do zmian w funkcjonowaniu ekosystemów i ich składu zarówno w aspekcie jakościowym, jak i ilościowym (Scriber i Gage 1995).

Obserwacje prowadzone w XX wieku wskazują na zubożenie zarówno ilościowe, jak i jakościowe fauny motyli dziennych. W niektórych krajach Europy Zachodniej wyginęło nawet 20% gatunków. W Polsce ubytek ten jest stosunkowo mniejszy i wynosi 4% (Buszko 2000). Jednak większość z ponad 150 gatunków zarejestrowanych na terenie Polski w różnym stopniu zanika. Z ostatnio prowadzonych badań wynika, że znacząca część zasiedlających Polskę gatunków kwalifikuje się do objęcia ochroną (Buszko 1992, Buszko i Nowacki 2000). Obecnie na liście zwierząt chronionych znajduje się 28 gatunków motyli dziennych, w Polskiej Czerwonej Księdze Zwierząt uwzględniono 26 gatunków, natomiast na Czerwonej Liście Zwierząt Ginących i Zagrożonych w Polsce wpisanych zostało 56 gatunków (Buszko i Nowacki 2002).

Urbanizacja, na równi z rozwojem rolnictwa i uprzemysłowieniem, jest powszechnie wymieniana jako czynnik mający bardzo negatywny wpływ na różnorodność fauny motyli (Collinge 1996, New 1997). Wskazują na to liczne badania dotyczące motyli terenów zurbanizowanych, prowadzone od lat 90. XX wieku.

Okazuje się jednak, że tereny zieleni miejskiej, a szczególnie parki, ciągle są środowiskiem życia wielu gatunków motyli (w tym rzadkich) i stanowią ważny obszar potencjalnych środowisk dla tych owadów (Blair i Launer 1997, Brown i Freitas 2002, Mazurkiewicz i Wrzesień 2008). Zachowanie tych środowisk wymaga jedynie ograniczenia lub wykluczenia niektórych zabiegów pielęgnacyjnych, o czym przekonują badania prowadzone w Sheffield w Wielkiej Brytanii (Gaston i in. 2005, Smith i in. 2006).

Według Robinsona (1999), priorytety w ochronie gatunkowej powinny należeć do dwóch grup organizmów. Pierwszą stanowią gatunki o znaczeniu kluczowym dla biocenozy (keystone species). Są to gatunki, których oddziaływanie na biocenozę jest niewspółmierne do ich liczebności czy udziału w obiegu materii i których obecność warunkuje w danym siedlisku właściwy przebieg procesów ekologicznych. Drugą grupę tworzą tzw. arcydzieła przyrody (masterpiece species), czyli organizmy nie zawsze odgrywające kluczową rolę w biocenozach, ale wyróżniające się szczególnymi cechami wyglądu. Wszystkie motyle dzienne można zaliczyć do tej drugiej grupy. W przypadku problemu ochrony przyrody w miastach bardziej niż gdzie indziej uzasadnione wydają się działania skierowane właśnie na ochronę masterpiece species. Warto też zaznaczyć, że wiele gatunków motyli dziennych może jednocześnie pełnić rolę tzw. gatunków osłonowych (umbrella species), co oznacza gatunki, których ochrona pociąga za sobą ochronę wielu innych, współwystępujących gatunków, a także ich siedlisk.

Poza tym, że motyle dzienne są jedną z najbardziej znanych i cieszących się największym zainteresowaniem grup bezkręgowców, to mogą także służyć jako dobry indikator zmian środowiska i doskonały wskaźnik urbanizacji (Blair i Lauer 1997). Motyle, podobnie jak ptaki czy ważki, wpływają bezpośrednio na odbiór przyrody przez człowieka. Ich ochrona na obszarach miast powinna przełożyć się na postrzeganie środowisk miejskich jako bardziej naturalnych. Stąd też w większości prac dotyczących waloryzacji czy oceny bioróżnorodności terenów zieleni miejskiej motyle dzienne zwykle są brane pod uwagę (Freeman 1999, Hermy i Cornelius 2000).

Motyle dzienne mogą być z powodzeniem wykorzystywane do celów waloryzacyjnych: są stosunkowo łatwe do identyfikacji w terenie, mają wyraźne preferencje środowiskowe i ściśle powiązania z roślinami pokarmowymi, ponadto dobrze poznane jest ich rozszedlenie w kraju oraz znane są przyczyny zanikania poszczególnych gatunków. Przy czym istotne jest, że w przeciwieństwie do np. ssaków czy ptaków mogą być wykorzystywane do waloryzacji obszarów o niewielkiej powierzchni. Wynika to z faktu, że motylom do normalnego funkcjonowania populacji wystarczy zazwyczaj stosunkowo niewielka przestrzeń (Buszko 1997, Pałka i in. 2002). Ponadto wśród motyli dziennych jest wiele gatunków wrażliwych na zmiany w środowisku i reagują na te zmiany szybciej niż inne taksony, np. ptaki czy rośliny naczyniowe (Erhardt i Thomas 1991, Thomas i in. 2004).

### 5.6.2. Występowanie motyli dziennych w badanych osiedlach mieszkaniowych

**Założenia i metoda badań.** W latach 2008–2010 przeprowadzono badania inwentaryzacyjne dotyczące motyli dziennych w 18 osiedlach Warszawy. Celem badań było określenie, czy istnieje zależność między wielkością wskaźnika TBC a liczbą gatunków motyli dziennych na poszczególnych osiedlach.

Prace terenowe przeprowadzono w latach 2008–2009. Badania prowadzono z podobną intensywnością – średnio co 14 dni w pierwszym roku badań i co 21 w drugim. Prace terenowe opierały się na obserwacjach i odłowach imagines za pomocą siatki entomologicznej (prawie wszystkie okazy motyli oznaczono przyżyciowo i po oznaczeniu wypuszczono).

**Wyniki badań.** Ogółem na badanych osiedlach stwierdzono występowanie 29 gatunków motyli dziennych reprezentujących 6 rodzin. Liczba stwierdzonych gatunków na poszczególnych osiedlach wahała się od 4 (osiedla Hoża i Pańska) do 26 na osiedlu Bernardyńska (tabela 5.6.1).



Satyridae – Oczennicowate																					
<i>Maniola jurina</i> (L.)	■													■						■	
<i>Aphantopus hyperantus</i> (L.)	■	■												■						■	
<i>Coenonympha pamphilus</i> (L.)	■	■											■							■	
<i>Pararge aegeria</i> (L.)	■	■																		■	
Hesperiidae – Powszelatkowate																					
<i>Thymelicus lineola</i> (Ochs.)	■																				■
<i>Thymelicus flavus</i> (Brünn.)	■																				
<i>Ochlodes venatus</i> (Brem. & Grey)																					■
Ogółem	26	16	12	12	13	4	11	9	14	14	15	11	9	10	4	23	5	7	14		

\* Nazewnictwo oraz układ systematyczny oparto na opracowaniu Atlas motyli Polski. Część I. Motyle dzienne (Rhopalocera) (Buszko i Masłowski 1993).

Większość spośród stwierdzonych motyli to gatunki ubikwistyczne<sup>65</sup>, szeroko rozprzestrzenione w Polsce, o dużych zdolnościach dyspersyjnych. Rozwijają się one na pospolitych roślinach zielnych, m.in.: pokrzywie *Urtica* spp., koniczynie *Trifolium* spp., komonicy *Lotus* spp., wielu gatunkach z rodziny krzyżowych *Brassicaceae* oraz trawach *Poaceae*. Z krzewami lub drzewami związane są trzy gatunki: latolistek cytrynek *Gonepteryx rhamni* (L.) i modraszek wieszczek *Celastrina argiolus* (L.), których roślinami żywicielskim są głównie kruszyna *Rhamnus frangula* L. i szakłak *Rhamnus cathartica* L. oraz ogończyk śliwowiec *Nordmannia pruni* (L.) odbywający rozwój na tarninie *Prunus spinosa* L. i śliwie domowej *Prunus domestica* L. Wśród odnotowanych motyli było 5 gatunków stosunkowo rzadziej spotykanych w Polsce i/lub o węższych preferencjach siedliskowych: zorzynek rzeżuchowiec *Anthocharis cardamines*, modraszek argus *Plebejus argus*, modraszek argiades *Cupido argiades*, czerwonończyk nieparek *Lycaena dispar*<sup>66</sup> (rys. 5.6.1), paż królowej *Papilo machaon*.



**Rysunek. 5.6.1.** Czerwonończyk nieparek *Lycaena dispar* (M. Moczydłowski)

<sup>65</sup> Gatunki o niewielkich wymaganiach środowiskowych, szeroko rozprzestrzenione, zajmujące różne siedliska.

<sup>66</sup> W Polsce jest to gatunek stosunkowo pospolity, występuje na całym obszarze oprócz wysokich gór. Związany jest z wilgotnymi łąkami i torfowiskami niskimi w dolinach rzek i w otoczeniu jezior. W ostatniej dekadzie widoczna była jego ekspansja i wzrost liczebności polskich populacji. Coraz częściej obserwowany bywa w środowiskach suchszych, w tym także ruderalnych. W zachodniej Europie natomiast gatunek jest poważnie zagrożony wymieraniem. Gąsienica żyje głównie na szczawiu lancetowatym, ostatnio coraz częściej spotykana też na innych gatunkach szczawiu. Gatunek ma jedno, a w sprzyjających sezonach dwa pokolenia w roku. Pojaw motyla przy jednym pokoleniu w roku trwa od końca czerwca do końca lipca. Przy dwóch pokoleniach pierwsze pojawia się od początku czerwca do początku lipca, a drugie od końca lipca do końca sierpnia (Buszko 1997, 2004). Czerwonończyk nieparek podlega ochronie gatunkowej, jest umieszczony w Polskiej Czerwonej Księdze Zwierząt, na Polskiej Czerwonej Liście Zwierząt (kategoria zagrożenia LC) i załączniku II tzw. Dyrektywy Siedliskowej.

Największą liczbę gatunków stwierdzono na osiedlach Bernardyńska, Bokser-ska i Rzymowskiego i tylko na tych osiedlach odnotowano wspomniane 5 rzadszych gatunków motyli. Osiedla te, poza wysokim wskaźnikiem TBC, charakteryzuje duży udział trawników lub/i kwietników oraz stosunkowo niski współczynnik intensywności zabudowy. W przypadku osiedla Bernardyńska wpływ może mieć sąsiedztwo naturalnych łąk, skąd motyle mogą wnikać na teren osiedla.

Liczba gatunków motyli wykazuje wysoką dodatnią korelację ze wskaźnikiem TBC (tabela 5.6.2), jednak nie w każdym przypadku wysoki wskaźnik przekładał się na liczbę motyli.

**Tabela 5.6.2.** Korelacje między wielkością wskaźnika TBC, strukturą zieleni, powierzchnią zabudowy oraz wysokością zabudowy a liczbą gatunków motyli w badanych osiedlach

Parametr	TBC [%]	Zadrzewienia [%]	Trawniki [%]	Powierzchnia zabudowy [%]	Wysokość zabudowy [%]
Liczba gatunków motyli	<b>0,73</b>	<b>0,38</b>	<b>0,78</b>	<b>-0,74</b>	<b>-0,70</b>

Pogrubioną czcionką zaznaczono wartości istotne dla  $p < 0,05$ .

Wynikać to mogło ze stosunkowo dużego udziału zadrzewień na niektórych osiedlach (motyle dzienne są związane z otwartymi środowiskami) lub/i ubóstwa florystycznego terenów otwartych oraz braku zarówno roślin pokarmowych gąsienic, jak i roślin nektarodajnych dla imagines. Ta druga przyczyna wydaje się mieć większe znaczenie, gdyż udział trawników jest wysoko dodatnio skorelowany z liczbą gatunków, podczas gdy udział zadrzewień miał mniejsze znaczenie.

Interesujące jest, że pozytywny wpływ na liczebność gatunkową motyli ma obecność na przyległych terenach luźnych zadrzewień, zarówno zwarte zadrzewienia, jak i otwarte tereny natomiast nie miały istotnego znaczenia (tabela 5.6.3).

**Tabela 5.6.3.** Korelacje między sposobem zagospodarowania terenu otaczającego osiedla (w promieniu 0,5 km) a liczbą gatunków motyli w badanych osiedlach

Parametr	Zwarte zadrzewienia	Luźne zadrzewienia	Tereny otwarte	Luźna zabudowa mieszkaniowa	Zwarta zabudowa mieszkaniowa	Tereny przemysłowe
Liczba gatunków motyli	-0,14	<b>0,54</b>	0,15	0,28	-0,12	<b>-0,49</b>

Pogrubioną czcionką zaznaczono wartości istotne dla  $p < 0,05$ .

Być może wśród takich luźnych zadrzewień tworzą się enklawy stosunkowo bogate florystycznie będące refugiami motyli dziennych, skąd migrują one na sąsiednie tereny. Jest także prawdopodobne, że tereny luźnych zadrzewień funkcjonują jako korytarze migracyjne. Vickery (1995) stwierdził, że motyle dzienne preferują

przemieszczenie się wzdłuż żywopłotów i obszarów o zróżnicowanej, wielopiętrowej roślinności. Tereny z roślinnością niską wydają się stanowić dla nich swoistą barierę. Według Dover i Settele (2009), dyspersja przez otwarte środowiska wiąże się z wyższymi kosztami energetycznymi dla motyli niż przez środowisko bardziej zacienione.

Bogactwo gatunkowe motyli dziennych było też pozytywnie skorelowane ze wskaźnikiem różnorodności Simsona ( $r = 0,47$ ) oraz ze wskaźnikiem synantropizacji uwzględniającym tylko rodzime gatunki roślin ( $r = 0,43$ ). Tłumaczyć to można tym, że dla motyli dziennych podstawowymi wyznacznikami jakości środowiska są obecność roślin pokarmowych gąsienic, dostępność roślin nektarodajnych dla imagines oraz sama struktura środowiska (Öckinger i in. 2009), a jak wspomniano wcześniej, większość stwierdzonych gatunków motyli dziennych odbywa rozwój na pospolitych, wszędobylskich roślinach zielnych rosnących w różnego rodzaju ruderalnych miejscach na osiedlach, ale nie w dobrze wypielegnowanej zieleni. Jak ważna jest rola środowisk ruderalnych w zieleni miejskiej świadczą badania Öckingera i in. (2009), które udowodniły, że w niektórych przypadkach środowiska te mają większe bogactwo motyli dziennych niż tradycyjne czy nawet półnaturalne parki. Gutiérrez (2005) z kolei wykazał, że w Walii środowiska ruderalne mają większe znaczenie dla ochrony zagrożonego tam gatunku motyla dziennego *Erynnis tages* niż obszary chronione.

Negatywna korelacja ( $r = -0,38$ ) między liczbą gatunków motyli a udziałem obcych gatunków roślin (niekiedy blisko spokrewnionych z rodzimymi) w zieleni danego osiedla wskazuje, że rośliny te nie są wykorzystywane jako baza pokarmowa gąsienic. Jak dotąd tylko Shapiro (2002) w Davis w Kalifornii stwierdził, że fauna motyli dziennych w tym mieście w większości związana jest z obcymi gatunkami roślin.

Podobnie jak w przypadku wielu innych badań (Blair i Launer 1997, New i Sands 2002, Di Mauro i in. 2007) wyraźnie widoczny był negatywny wpływ intensywności zabudowy na liczbę gatunków motyli, również sąsiedztwo terenów silnie zurbanizowanych ujemnie wpływa na bogactwo gatunków motyli (tabela 5.6.3).

### **5.6.3. Tworzenie warunków sprzyjających występowaniu motyli w miastach – rekomendacje**

W wyniku przeprowadzonych badań stwierdzono, że na osiedlach o wysokim wskaźniku TBC (51–67%) występowała największa liczba gatunków motyli dziennych (w tym te najciekawsze spośród zidentyfikowanych). Było to wynikiem najlepszych warunków przyrodniczych w tych osiedlach. Zatem z punktu widzenia ochrony motyli i co z tym idzie polepszenia warunków środowiska przyrodniczego w miastach należy rekomendować, aby wskaźnik ten wynosił przynajmniej około 50%. Poprawa jakości potencjalnych środowisk, niosąca za sobą zwiększenie liczby gatunków



motyli dziennych na osiedlowych terenach zieleni, możliwa jest dzięki prostym i tanim zabiegom, np. wprowadzaniu roślin rodzimych zamiast egzotycznych, pozostawianiu enklaw z naturalną roślinnością zielną, która często traktowana jest jako chwasty i bezwzględnie niszczone, zwiększeniu dostępności roślin nektarodajnych. Ważne jest, aby osiedla, nawet jeśli nie zapewnią trwałego środowiska życia dla populacji motyli dziennych, stanowiły przynajmniej tzw. stepping stones w ich migracjach między naturalnymi środowiskami.

Idąc za przykładem innych krajów (zwłaszcza Europy Zachodniej, USA i Kanady), powinno się promować idee tzw. butterfly gardening. Są to ogrody zaprojektowane pod kątem atrakcyjności dla różnych gatunków motyli. Ogród taki może zawierać zarówno rośliny pokarmowe gąsienic, jak i rośliny nektarodajne dla imago. Wielkość ich może być bardzo różna – od dosłownie donic balkonowych do ponad akra. Zasadniczym celem jest stworzenie przyjaznych dla motyli środowisk w krajobrazie zdominowanym przez działalność człowieka (Di Mauro i in. 2007).

W tabeli 5.6.4 przedstawiono rośliny żywicielskie dla larw wielu gatunków motyli. Podkreślić należy, że są to rośliny pospolite, w miarę wszędobylskie i możliwe jest ich występowanie w obrębie zieleni miejskiej bez specjalnych zabiegów, w zasadzie wystarczy zaniechanie koszenia. W tabeli tej podano też przykładowe rośliny nektarodajne (gatunki ozdobne), które wprowadzane np. na rabaty czy balkony, mogłyby stanowić bazę pokarmową dla dorosłych motyli.

**Tabela 5.6.4.** Rekomendowane gatunki roślin nektarodajnych i żywicielskich gąsienic w zieleni osiedlowej

Rośliny żywicielskie gąsienic	Rośliny nektarodajne
Biedrzyca mniejsza <i>Pimpinella saxifraga</i>	Aster <i>Aster</i> spp.
Cieciora pstra <i>Coronilla varia</i>	Bratek ogrodowy <i>Viola ×wittrockiana</i>
Groszek żółty <i>Lathyrus pratensis</i>	Budleja Dawida <i>Buddleia davidii</i>
Koniczyna <i>Trifolium</i> spp.	Cynia <i>Zinnia</i> spp.
Lucerna <i>Medicago</i> spp.	Dzwonek <i>Campanula</i> spp.
Marchew zwyczajna <i>Daucus carota</i>	Floks <i>Phlox</i> spp.
Nostrzyk <i>Melilotus</i> spp.	Goździk <i>Dianthus</i> spp.
Pokrzywa zwyczajna <i>Urtica dioica</i>	Jeżówka <i>Echinacea</i> spp. (głównie <i>E. purpurea</i> )
Rdest <i>Polygonum</i> spp.	Pierwiosnek <i>Primula</i> spp.
Szczaw <i>Rumex</i> spp.	Rudbekia <i>Rudbeckia</i> spp.
	Szałwia <i>Salvia</i> spp.
	Werbena <i>Verbena</i> spp.

Jak podkreśla Weiner (2005), z punktu widzenia ochrony różnorodności biologicznej cenny i wart zachowania jest każdy fragment, na którym żyje znaczna liczba gatunków, nawet jeśli nie ma wśród nich żadnych specjalnie interesujących lub ważnych ze względu na stopień zagrożenia wyginięciem.

*Renata Giedych*

## **5.7. Wskaźnik powierzchni terenu biologicznie czynnego a inne wskaźniki ekologiczno-przestrzenne**

### **5.7.1. Różnice w podejściu metodycznym**

Zastosowanie wskaźnika powierzchni terenu biologicznie czynnego (TBC) w polskiej praktyce urbanistycznej na przełomie wieków XX i XXI było jednym z pierwszych rozwiązań tego typu w Europie i na świecie (Szulczewska i Giedych 2010).

Jak wspomniano w rozdziale 4, stosowany w Polsce wskaźnik TBC w swojej konstrukcji jest przystający do rozwiązań stosowanych w Berlinie, Malmö i Seattle. Wszystkie wskaźniki oblicza się, biorąc pod uwagę udział poszczególnych elementów zagospodarowania uznawane za ekologicznie aktywne w ogólnej powierzchni terenu.

Różnica jednakże polega na ilości składowych, które mogą być uwzględnione dla osiągnięcia wymaganej minimalnej wielkości wskaźnika. Należy także podkreślić ewolucję w podejściu do konstruowania wskaźników: od powierzchni zajmowanej przez poszczególne elementy zagospodarowania, poprzez uwzględnienie struktury i wielkości roślin do stosowania rozwiązań niezwiązanych bezpośrednio z funkcjonowaniem przyrodniczym (widok na teren zagospodarowany roślinnością).

W Polsce jedynym parametrem, który bierze się pod uwagę przy obliczaniu wskaźnika TBC, jest powierzchnia pokryta roślinnością lub wodą powierzchniową. W Seattle natomiast oprócz powierzchni, którą zajmują rośliny, bierze się pod uwagę także rodzaj roślin (drzewa, krzewy, byliny, pnącza, murawy) i ich wielkość (w tym ich wysokość, pierśnicę i powierzchnię korony). Zróżnicowanie struktur roślinnych bierze się pod uwagę także przy obliczaniu GF w Malmö i GnPR w Singapurze. Jeżeli chodzi o wodę, to ważnym aspektem przy obliczaniu SGF są zagadnienia związane ze zrównoważonym gospodarowaniem wodami opadowymi. Dlatego też istotnymi składowymi wskaźnika są także nawierzchnie przepuszczalne oraz możliwość gromadzenia wody opadowej do podlewania roślin, a także stosowanie roślin odpornych na suszę. Aspekt zrównoważonego gospodarowania wodami opadowymi jest także wyeksponowany przy obliczaniu BAF i GF, gdzie oprócz nawierzchni przepuszczalnych istotnym elementem jest możliwość infiltracji i bioretencji wody deszczowej przez powierzchnie pokryte roślinnością.

Zestawienie składowych branych pod uwagę przy obliczaniu wskaźników ekologiczno-przestrzennych przedstawia tabela 5.7.1

**Tabela 5.7.1.** Cechy brane pod uwagę przy określaniu wskaźników przestrzenno-ekologicznych

Wyszczególnienie	BAF Berlin	GF Malmö	SGF Seattle	GnP Singapur	TBC Polska
Tereny pokryte roślinnością					
Połączone trwale z gruntem	■	■	■	■	■
Niepołączone z gruntem	■	■	■	■	
Zielone dachy					
Mięszkość substratu glebowego			■		
Obszar pokryty przez roślinność	■	■	■	■	■
Pnącza					
Wysokość	■	■			
Pojedyncze rośliny		■			
Obszar pokryty przez pnącza	■	■	■	■	
Drzewa					
Maksymalna wysokość		■	■		
Typ korony (otwarta, pośrednia, zwarta)				■	
Rozpiętość korony			■		
Powierzchnia korony		■	■	■	
Obwód pnia		■			
Średnica pnia			■		
Leaf Area Index (LAI)				■	
Liczba drzew		■	■	■	
Ochrona istniejących drzew			■	■	
Krzewy i rośliny okrywowe					
Wysokość		■	■		
Klasyfikacja (jednoliścienne, dwuliścienne)				■	
Leaf Area Index (LAI)				■	
Obszar pokryty przez roślinność		■	■	■	
Trawniki i murawy					
Obszar pokryty przez roślinność	■	■	■	■	■
Nawierzchnie przepuszczalne					
Przepuszczalne dla powietrza i wody	■	■	■		
Nawierzchnie rastrowe z roślinnością	■		■		
Głębokość gleby pod nawierzchniami			■		
Woda					
Woda powierzchniowa		■			■
Możliwość bioretencji			■		
Infiltracja wody opadowej przez istniejącą roślinność	■	■	■		
Zbieranie wody deszczowej		■	■		
Urządzenia wodne			■		

cd. tabeli 5.7.1.

Wyszczególnienie	BAF Berlin	GF Malmö	SGF Seattle	GnP Singapur	TBC Polska
Inne					
Rośliny odporne na suszę			■		
Produkcja żywności			■		
Używanie kompostu z odpadów organicznych				■	
Gleba strukturalna			■		
Widoczność ogrodu z sąsiednich terenów publicznych			■		

**Tabela 5.7.2.** Zróżnicowania w wielkości przeliczników stosowanych dla różnych elementów zagospodarowania

Wyszczególnienie	BAF Berlin	GF Malmö	SGF Seattle	TBC Polska
Nawierzchnie nieprzepuszczalne	0,0	0,0	–	–
Nawierzchnie przepuszczalne	0,3	0,2	0,2–0,5	–
Nawierzchnie przepuszczalne z roślinnością	0,5	0,4	0,1	–
Gleby strukturalne	–	–	0,2	–
Powierzchnie z roślinnością niezwiązaną na gruncie	0,5–0,7	0,6–0,8	0,1–0,6	–
Powierzchnie pokryte roślinnością na gruncie rodzimym	1,0	1,0	1,0	1,0
Woda powierzchniowa	–	1,0	–	1,0
Możliwość infiltracji wody opadowej przez istniejącą roślinność	0,2	0,1	–	–
Bioretencja	–	–	1,0	–
Zbieranie wody deszczowej	–	0,2	–	–
Urządzenia wodne	–	–	0,7	–
Ściany pokryte roślinnością	0,5	0,7	0,7	–
Rośliny pnące	–	0,2	–	–
Zielone dachy	0,7	0,8	0,6–0,7	0,5
Drzewa	–	0,4	0,3–0,8	–
Krzewy	–	0,2	0,3	–
Murawa	–	–	0,1	–
Rośliny odporne na suszę	–	–	0,1	–
Produkcja żywności	–	–	0,1	–
Widoczność ogrodu z sąsiednich terenów publicznych	–	–	0,1	–

Należy podkreślić, że omawiane wskaźniki ekologiczno-przestrzenne różnią się nie tylko pod względem ilości elementów aktywnych ekologicznie i ich cech, ale są także zróżnicowania pod względem wartości stosowanych przeliczników określających ich wartość ekologiczną.

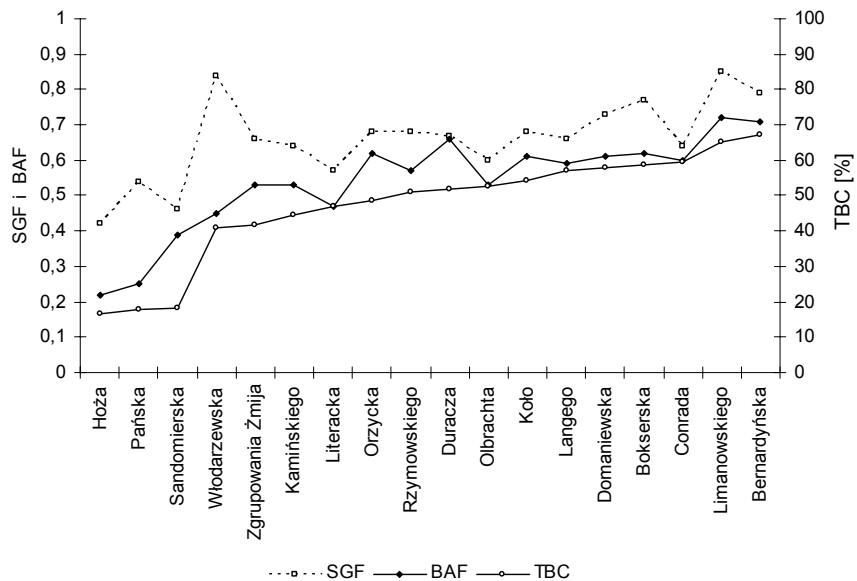
Ten sam element zagospodarowania według różnych wskaźników może mieć przypisaną inną wartość przelicznika. Największe różnice zaobserwować można przy szacowaniu wartości ekologicznej nawierzchni przepuszczalnych z roślinnością – od 0,5 w przypadku Berlina do 0,1 w Seattle. Wartość przelicznika dla ogrodów na dachach waha się od 0,5 w Polsce do 0,8 w Malmö. Warto w tym miejscu przypomnieć, że w stosowanym w Singapurze wskaźniku GnPR ogrody na dachu traktuje się tak samo jak roślinność rosnącą na gruncie rodzimym.

Zróżnicowania w wielkości przeliczników stosowanych przy obliczaniu wskaźników BAF, GF, SGF i TBC przedstawia tabela 5.7.2.

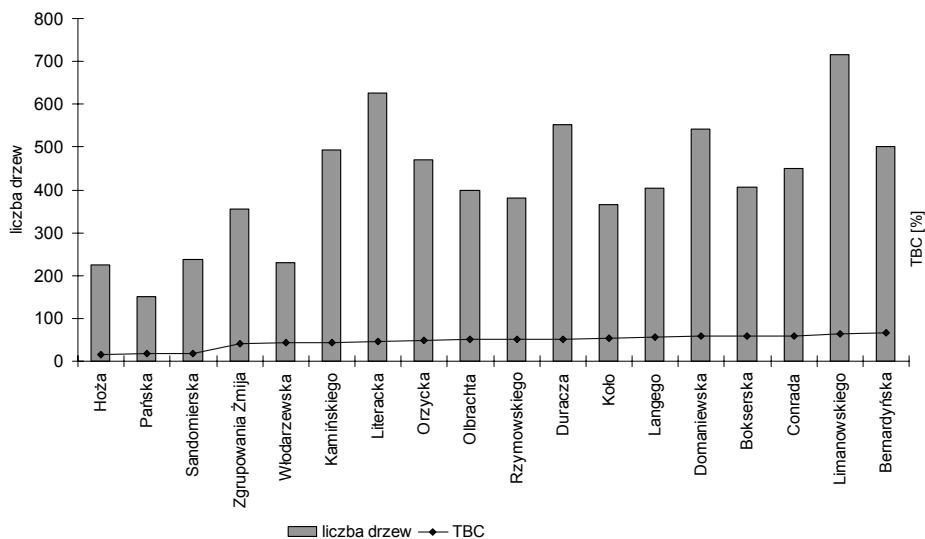
#### **5.7.2. Konsekwencje zastosowania różnych wskaźników ekologiczno-przestrzennych dla kształtowania przestrzeni przyrodniczej osiedli mieszkaniowych**

Duże zróżnicowanie w rodzajach elementów zagospodarowania branych pod uwagę przy obliczaniu wskaźników ekologiczno-przestrzennych, a także odmienne wartości przypisywane poszczególnym składowym powodują, że można uzyskać różne wielkości wskaźników dla tego samego osiedla mieszkaniowego. Problem ten ilustruje rysunek 5.7.1. Porównano tu zależność między wielkością wskaźnika TBC a wielkością wskaźników SGF i BAF. Obliczeń dokonano dla badanych 18 warszawskich osiedli o zróżnicowanym udziale powierzchni biologicznie czynnej (od 18 do 67%).

Zaobserwowane zróżnicowania między wielkością wskaźników BAF i SGF w obrębie osiedli o zbliżonej wielkości wskaźnika TBC wynikają przede wszystkim ze zróżnicowanego udziału nawierzchni przepuszczalnych w badanych osiedlach oraz zróżnicowanym udziale drzew i krzewów w ogólnej powierzchni biologicznie czynnej (rys. 5.7.2). Należy podkreślić, że przy obliczaniu TBC te aspekty nie są brane pod uwagę, a jedynie powierzchnia zajmowana przez roślinność. Wartość wskaźnika BAF w badanych osiedlach waha się w granicach 0,22–0,72, a SGF w granicach 0,42–0,84. Największe wartości wskaźnika BAF osiągnęły osiedla Limanowskiego i Włodarzewska, dla których wartość wskaźnika TBC wynosi odpowiednio 65,11 i 42,18%. Powodem takiego stanu rzeczy jest przede wszystkim duże urozmaicenie struktur roślinnych.

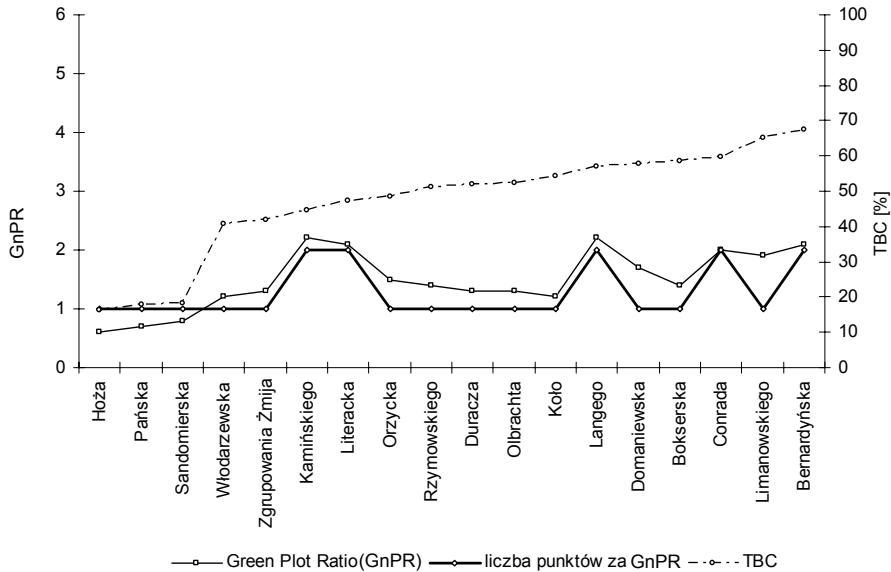


**Rysunek 5.7.1.** Relacje między ekologiczno-przestrzennymi wskaźnikami stosowanymi w Berlinie (BAF) i Seattle (SGF) a wskaźnikiem terenów biologicznie czynnych (TBC) w wybranych osiedlach (opracowanie własne)



**Rysunek 5.7.2.** Relacje między liczbą drzew a wskaźnikiem terenów biologicznie czynnych (TBC) w wybranych osiedlach (opracowanie własne)

Podobnej symulacji dokonano, porównując wartość wskaźnika GnPR dla wybranych osiedli z wartością wskaźnika TBC (rys. 5.7.3).



**Rysunek 5.7.3.** Relacje między wielkością wskaźnika Green Plot Ratio (GnPR) a wskaźnikiem terenów biologicznie czynnych (TBC) w wybranych osiedlach (opracowanie własne)

Wartość wskaźnika GnPR waha się od 0,6 do 2,2 i nie jest proporcjonalna do powierzchni pokrytej roślinnością. Różnice w wielkości wskaźnika wynikają ze zróżnicowania struktur roślinnych, w tym przede wszystkim z udziału dużych drzew w zagospodarowaniu osiedla.

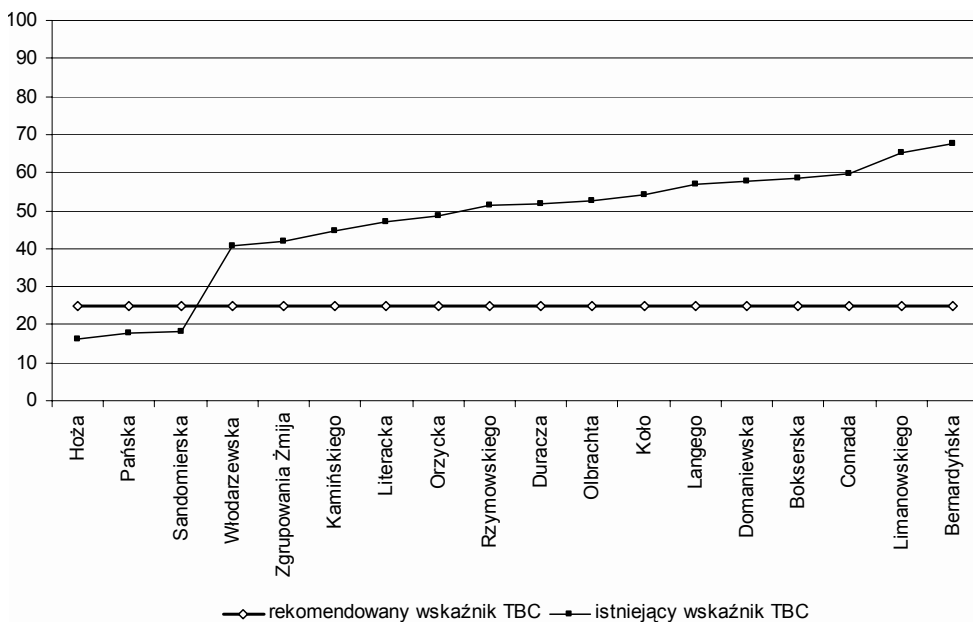
Należy podkreślić, że we wszystkich badanych osiedlach, w stosunku do standardów przyjętych w Singapurze, wielkość wskaźnika GnPR jest nieduża (wartość przeliczeniowa GnPR wynikająca z alokacji punktów wynosi od 1 do 2 przy maksymalnej wartości 6,0, jaką można uzyskać za wartość współczynnika Green Plot Ratio).

Kolejnym interesującym aspektem, związanym z porównaniem stosowanego w Polsce wskaźnika powierzchni biologicznie czynnej z analogicznymi wskaźnikami stosowanymi za granicą, było stwierdzenie, czy badane osiedla uzyskiwałyby wymagane minimum ekologiczne według standardów przyjętych w Berlinie i Seattle (tabela 5.7.3). Należy zwrócić uwagę, że zgodnie z obowiązującymi przepisami w Polsce wskaźnik TBC dla zabudowy mieszkaniowej wielorodzinnej powinien wynosić minimum 25%. Zarówno w Seattle, jak i Berlinie wielkość wskaźnika dla zabudowy może być zróżnicowana. W Berlinie wielkość wskaźnika jest większa dla zabudowy projektowanej niż istniejącej. Ponadto wielkość wskaźnika BAF w przypadku zabudowy istniejącej jest uzależniona od proporcji powierzchni szczelnych (np. pod budynkami czy drogami) i powierzchni działki. W Seattle natomiast wielkość wskaźnika powierzchni ekologicznie czynnych jest uzależniona od wysokości zabudowy.

**Tabela 5.7.3.** Wymagana minimalna wielkość wskaźników ekologiczno-przestrzennych dla zabudowy mieszkaniowej

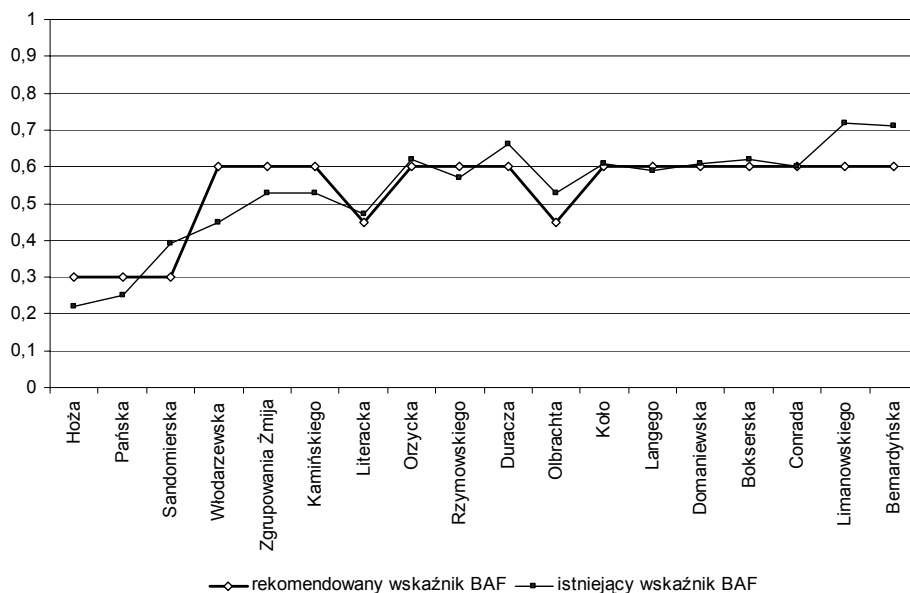
Wyszczególnienie	Rekomendowana minimalna wielkość wskaźnika
	0,60 dla nowoprojektowanej zabudowy i zabudowy istniejącej, w której udział powierzchni szczelnych w stosunku do powierzchni działki jest mniejszy lub równy 37%
BAF Berlin	0,45 dla zabudowy istniejącej, w której udział powierzchni szczelnych w stosunku do powierzchni działki waha się w granicach od 38 do 49%
	0,30 dla zabudowy istniejącej, w której udział powierzchni szczelnych w stosunku do powierzchni działki jest większy lub równy 50%
SGF Seattle	0,5 dla stref zabudowy wysokiej i średniej
	0,6 dla stref zabudowy niskiej
TBC Polska	25%

Rysunki 5.7.4, 5.7.5 i 5.7.6 ilustrują relacje między obliczoną dla poszczególnych osiedli wartością wskaźników TBC, BAF i SGF a rekomendowaną minimalną wielkością wskaźnika.

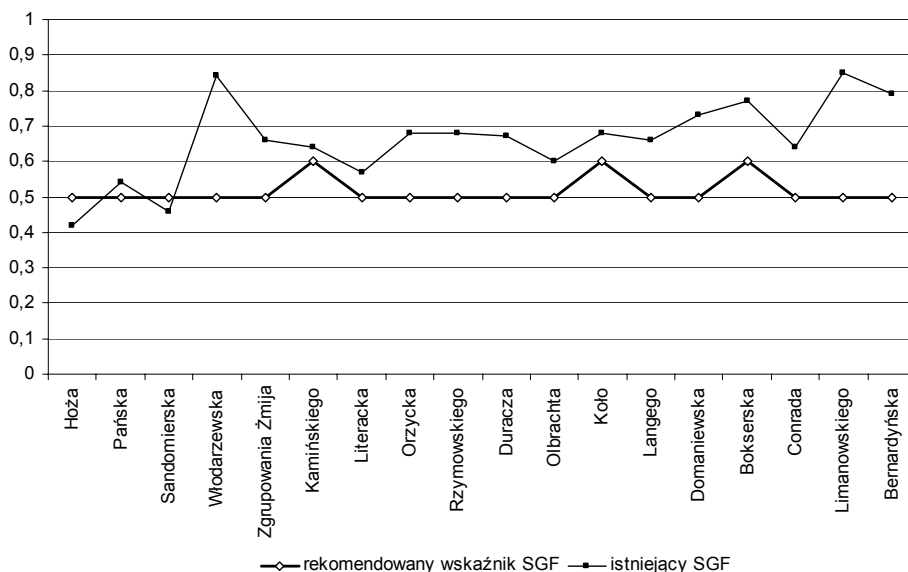


**Rysunek 5.7.4.** Wielkość wskaźnika TBC w badanych osiedlach względem minimalnego standardu (opracowanie własne)





Rysunek 5.7.5. Wielkość wskaźnika BAF w badanych osiedlach względem minimalnego standardu (opracowanie własne)



Rysunek 5.7.6. Wielkość wskaźnika SGF w badanych osiedlach względem minimalnego standardu (opracowanie własne)

Jak wynika z przeprowadzonych badań, pomimo zastosowania różnego sposobu obliczania wskaźników znakomita większość osiedli spełnia standardy. Należy jednakże podkreślić, że osiedla o zbliżonym wskaźniku BAF czy SGF legitymują się zróżnicowanym udziałem powierzchni aktywnej biologicznie. I tak np. wartość wskaźnika SGF dla osiedli Kamińskiego i Conrada wynosi 0,64, a wartość wskaźnika TBC odpowiednio 44,5 i 59,9%. Oznacza to, że stosowanie zróżnicowanych struktur roślinnych, nawierzchni przepuszczalnych czy ogrodów wertykalnych może być jednym z elementów zagospodarowania wpływających na powiększenie powierzchni aktywnej biologicznie, a także może sprzyjać bardziej elastycznemu podejściu do projektowania struktur mieszkaniowych.

### 5.7.3. Wyzwania na przyszłość

Wskaźnik TBC jest stosowany w polskiej praktyce urbanistycznej od wielu lat. Zakres jego stosowania na przestrzeni lat ewoluował. Kluczowym momentem było wprowadzenie w 2002 roku wykładni prawnej wskaźnika. Było to istotne z punktu widzenia określenia rodzajów powierzchni, które można uznać za biologicznie czynne i miało położyć kres różnym interpretacjom tego, co jest powierzchnią biologicznie czynną, a co nią nie jest. Spory głównie dotyczyły nawierzchni przepuszczalnych, ogrodów na dachach i ogrodów wertykalnych. Ostatecznie do powierzchni biologicznie czynnej zaliczono grunt rodzimy pokryty roślinnością oraz wodę powierzchniową, a spośród powierzchni architektonicznych zaliczono jedynie ogrody na dachach, wskazując jednocześnie na sposób ich zagospodarowania (Giedych 2010).

Istotną kwestią było także określenie minimalnej wielkości wskaźnika. Zgodnie z rozporządzeniem w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie z 2002 roku, dla terenów mieszkaniowych miała ona wynosić 25%, o ile miejscowy plan zagospodarowania przestrzennego nie stanowił inaczej.

Problem ustalanej wielkości wskaźnika znalazł swoje odzwierciedlenie w projektach zmian przepisów dotyczących planowania przestrzennego. I tak np. w rządowym projekcie ustawy o zmianie ustawy o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym z dnia 8 marca 2010 roku, proponowane były zmiany dotyczące zakresu stosowania wskaźnika TBC dla terenów zabudowy, różnicując go ze względu na typ zabudowy, jej wysokość oraz wielkość jednostki administracyjnej. Według Krajowych przepisów urbanistycznych stanowiących załącznik do wspomnianego projektu ustawy, minimalny udział powierzchni biologicznie czynnej w stosunku do powierzchni działki budowlanej dla zabudowy mieszkaniowej wahać się miał od 25 do 50%. Projekt zakładał, że w miastach o liczbie mieszkańców powyżej 200 tysięcy wielkość

wskaźnika dla zabudowy mieszkaniowej wysokiej (powyżej 9–18 kondygnacji) i średniowysokiej (4–9 kondygnacji) wynosić ma 25%, a dla zabudowy niskiej – 30%. W miastach o liczbie mieszkańców od 50 do 200 tysięcy wielkości wskaźnika dla zabudowy mieszkaniowej wynosić miały odpowiednio 25, 30 i 40%. Największą wartość wskaźnika TBC dla zabudowy mieszkaniowej przepisy zakładały w miastach o liczbie mieszkańców poniżej 50 tysięcy, od 30% dla zabudowy wysokiej, poprzez 40% dla zabudowy średniowysokiej, do 50% dla zabudowy niskiej. Projekt ustawy ostatecznie nie wszedł w życie.

W obecnie opracowywanych zmianach systemu planowania przestrzennego w Polsce zagadnienia dotyczące wskaźnika TBC mają także poczesne miejsce. Projekt Kodeksu urbanistyczno-budowlanego (KUB) z dnia 16 kwietnia 2014 roku, opracowany przez Komisję Kodyfikacyjną Prawa Budowlanego, zakłada zmiany w zakresie stosowania wskaźnika TBC. Przede wszystkim zmienić się ma jego definicja. Zgodnie z projektem KUB wskaźnik powierzchni biologicznie czynnej jest to stosunek gruntu rodzimego pokrytego roślinnością lub wodą do powierzchni nieruchomości gruntowej. Proponowane zmiany wykluczają zatem możliwość wliczania ogrodów na dachu do powierzchni biologicznie czynnej. Projekt KUB zakłada, że wielkość wskaźnika będzie jak dotychczas określana w ustaleniach planu miejscowego. W przypadku braku planu, wielkość wskaźnika będzie uzależniona od kategorii terenu. W tzw. obszarach zabudowy wielkość wskaźnika będzie określana na podstawie dominującego sposobu zagospodarowania w sąsiedztwie, a w obszarach o ograniczonej zabudowie wielkość wskaźnika będzie zróżnicowana w zależności od funkcji terenu. I tak dla terenów sportowo-rekreacyjnych minimalna wielkość wskaźnika powierzchni biologicznie czynnej powinna wynosić 80%, dla zabudowy mieszkaniowej jednorodzinnej – 70%, dla zabudowy mieszkaniowej jednorodzinnej z usługami – 45%, a dla zabudowy usługowej – 40%.

Projekt KUB zakłada, że w drodze rozporządzenia zostaną określone tzw. urbanistyczne standardy planistyczne, w tym m.in. wymagania w zakresie wskaźnika powierzchni biologicznie czynnej. W tym miejscu należałoby się zastanowić nad rozszerzeniem zakresu stosowania wskaźnika o aspekty jakościowe. Jak wynika z przeprowadzonych badań, stosowany w Polsce wskaźnik jest wskaźnikiem najmniej złożonym, w którym nie uwzględnia się zróżnicowania powierzchni biologicznie czynnej, a jedynie jej powierzchnię.

Przykłady wskaźników ekologiczno-przestrzennych stosowanych za granicą wskazują, że dla prawidłowego funkcjonowania przyrodniczego ważne są nie tylko powierzchnie pokryte roślinnością na gruncie rodzimym, ale także te elementy zagospodarowania, które wpływają korzystnie na przebieg procesów hydrologicznych i klimatycznych.

W warunkach miejskich ważnym aspektem jest możliwość zapewnienia zrównoważonego gospodarowania wodami opadowymi. Należałoby się zatem zastanowić nad rozszerzeniem zakresu stosowanego w Polsce wskaźnika np. o nawierzchnie przepuszczalne, ogrody deszczowe, dachy bagienne czy możliwość gromadzenia wody deszczowej do podlewania roślin.

Inną istotną kwestią uwzględnianą przy konstruowaniu wskaźników był także dobór elementów zagospodarowania mających wpływ na łagodzenie miejskiej wyspy ciepła i poprawę jakości powietrza. Warto się zatem zastanowić nad koniecznością wprowadzenia zróżnicowanych struktur roślinnych (np. określając procentowy udział drzew lub minimalny wskaźnik LAI w stosunku do powierzchni działki) czy wskazaniem gatunków odpowiednich dla warunków miejskich, zwłaszcza tych o dużych zdolnościach fitoremediacyjnych. Nie bez znaczenia są tu także elementy zagospodarowania poprawiające mikroklimat, np. fontanny.

Dotychczasowe przepisy (w tym także ich urzędowe projekty) dotyczące powierzchni biologicznie czynnej skupiały się głównie na wielkości wskaźnika, uzależniając go od funkcji terenu czy wielkości jednostki osadniczej. Z punktu widzenia zapewnienia prawidłowego przebiegu procesów przyrodniczych niezwykle istotną kwestią jest odpowiedni sposób zagospodarowania terenu. Dlatego też w dalszych pracach legislacyjnych warto by było raczej rozszerzyć zakres stosowania wskaźnika niż go zawęzić, jak to ma miejsce w przygotowanym projekcie Kodeksu urbanistyczno-budowlanego.

Dobrym rozwiązaniem mogłoby być wprowadzenie na wzór Malmö tzw. zielonych punktów (patrz podrozdział 4.3), które umożliwiłyby zapewnienie odpowiedniej jakości powierzchni biologicznie czynnej.

## **6. Problemy stosowania wskaźnika terenów biologicznie czynnych na tle wyników badań – podsumowanie**

Przeprowadzone badania potwierdziły spodziewaną, ogólną zależność między wielkością wskaźnika terenów biologicznie czynnych a prawidłowością przebiegu procesów przyrodniczych (rozumianą jako przebieg procesów zbliżony do tego, jaki ma miejsce w warunkach naturalnych). W zasadzie zależność ta układa się linowo, czyli im większy udział terenów biologicznie czynnych, tym lepsze funkcjonowanie przyrodnicze obszaru. Występują jednak pewne odstępstwa od tej zasady, a mianowicie:

1. Kształtowanie się korzystnych dla człowieka warunków klimatycznych, a zwłaszcza biotermicznych i wilgotności powietrza jest związane nie tylko z TBC, ale w dużej mierze z układem budynków oraz strukturą pionową roślinności. Układ zabudowy nie powinien wywoływać efektu tunelowego wiatru, ale też nie powinien tworzyć przestrzeni całkowicie zamkniętych na ruch powietrza. Zróżnicowana wysokościowo roślinność z dużym udziałem drzew i krzewów liściastych, tworząc mozaiki z nawierzchniami sztucznymi, korzystnie oddziałuje na lokalny ruch powietrza. Niewielkie kwietniki oraz małe zieleńce z dużym udziałem płozących krzewów iglastych są natomiast z klimatycznego punktu widzenia niekorzystne. Ich oddziaływanie np. na warunki termiczne jest porównywalne z oddziaływaniem nawierzchni sztucznych. Warunki klimatyczne wewnątrz osiedla pogarsza ogrodzenie w postaci wysokiego muru. W takiej sytuacji nawet sąsiedztwo parku nie wpływa na poprawę warunków termicznych, wilgotnościowych i przewietrzanie osiedla.
2. Obecność, rodzaj i intensywność szaty roślinnej wyrażane średnią wartością LAI<sup>67</sup> wyraźnie modyfikują intensywności ewapotranspiracji i infiltracji. Na obszarze osiedli o wysokich TBC i LAI intensywność ewapotranspiracji była do

<sup>67</sup> Opisany w podrozdziale 5.5 współczynnik LAI (Leaf Area Index) jest definiowany jako stosunek powierzchni liści rośliny do powierzchni, którą ona zajmuje (w przypadku drzew i krzewów jest to rzut korony).

dwóch razy wyższa niż intensywność transpiracji. Może to rodzić problemy dla utrzymania roślinności w okresie suszy. Problem ten nie występował na osiedlach o TBC wyższym niż 48%, gdzie udział infiltracji w ogólnym rozchodzie wody był stosunkowo duży (powyżej 32%), nawet gdy wskaźnik LAI osiągał wartość 4,7.

3. Różnorodność roślinności wyrażona liczbą gatunków spontanicznie zasiedlających tereny zieleni osiedlowej może być wiązana z udziałem TBC jedynie w 66%, a w 62% wyjaśnia większy udział roślin rodzimych. Oznacza to, że inne czynniki, takie jak: powierzchnia zabudowy, intensywność użytkowania, sposób pielęgnacji oraz sąsiedztwo, wpływają na pojawianie się i trwanie gatunków roślin, które nie zostały wysiane, ale spontanicznie zasiedliły tereny osiedlowe.
4. Występowanie motyli jest ujemnie skorelowane z dużym udziałem zadrzewień (motyle dzienne są związane z otwartymi środowiskami) lub/i ubóstwem florystycznym terenów otwartych (przekłada się to na brak zarówno roślin pokarmowych gąsienic, jak i roślin nektarodajnych dla osobników dojrzałych).
5. Istnieje rozbieżność między wskaźnikiem GPR<sup>68</sup> a wskaźnikiem TBC, np. osiedla o porównywalnym wskaźniku TBC, mieszczącym się w granicach 40–51%, są bardzo zróżnicowane pod względem wartości przyrodniczej (GPR 1,2–2,2). Wynika to ze stosowania zróżnicowanych struktur roślinnych, zwłaszcza drzew i krzewów liściastych.

Poszukiwanie minimalnej wartości wskaźnika TBC, przy braku wyraźnych progów związanych z gwałtownymi zmianami przebiegu badanych zjawisk i procesów, stanowiło dużą trudność. Odwołując się zatem przede wszystkim do wyników badań warunków klimatycznych oraz szacunków dotyczących możliwości zagospodarowania wód opadowych na terenie osiedli, ostrożnie ustalono minimalny wskaźnik TBC na poziomie 45%.

Osiedla o takim wskaźniku charakteryzują się dużą zawartością zabudowy, a jednocześnie na ich terenie funkcjonowanie środowiska przyrodniczego nie jest istotnie zaburzone. Potwierdzają to obserwacje warunków klimatycznych. Osiedla charakteryzujące się wskaźnikiem TBC wynoszącym poniżej 42% (Hoża, Pańska, Sandomierska, Włodarzewska i Zgrupowanie Żmija) mają niekorzystne warunki biotermiczne, podczas gdy na dwóch następnych w kolejności udziału TBC w ogólnej powierzchni są osiedla Kamińskiego (44,5%) oraz Orzyckiej (48,6%), gdzie warunki te są korzystniejsze (znaczenie ma tu jednak nie tylko sam udział TBC, ale również wartość GPR, czyli struktura roślinności).

<sup>68</sup> Jak wyjaśniono w podrozdziale 4.6 GPR (Green Plot Ratio) jest definiowany jako stosunek powierzchni zajmowanej przez rośliny zwielokrotnionej o odpowiadającej im wartości LAI (stosunek powierzchni liści rośliny do powierzchni gruntu, którą ona zajmuje) do całkowitej powierzchni osiedla.

Za przyjęciem minimalnego wskaźnika na poziomie 45% przemawia również symulacja przeprowadzona w odniesieniu do możliwości kształtowania bilansu wodnego osiedli. Analiza możliwości zatrzymania nadmiaru odpływu wód opadowych na osiedlach (w tym lokalizacji zbiorników retencyjnych o bezpiecznej średniej głębokości 0,8 m) wykazała, że jest to możliwe tylko tam, gdzie wskaźnik TBC osiąga 44% lub więcej.

W przypadku badanych uwarunkowań biologicznych (różnorodność roślinności i bogactwo gatunkowe motyli) nie udało się uzasadnić zakładanego progu 45%. Wykazano bowiem liniową zależność: im większy wskaźnik TBC, tym większa różnorodność roślin naczyniowych i motyli. Nakłada się na to inna zależność, związana z powierzchnią zabudowy i presją użytkowników (zależną od liczby mieszkańców): im większa powierzchnia zabudowy oraz presja użytkowników, tym mniejsza różnorodność. Ponadto, znaczenie ma także obecność roślinności o określonej strukturze. Dla motyli pożądane są raczej przestrzenie otwarte, dla roślin naczyniowych – luźne zadrzewienia.

Interesujących przesłanek do interpretacji wskaźnika TBC dostarczyło natomiast obliczenie wskaźnika GPR. Największe wartości tego wskaźnika uzyskały osiedla: Kamińskiego 2,2 (TBC 44,5%), Literacka 2,1 (TBC 47,1%), Langego 2,2 (TBC 56,9%), Conrada 2,0 (TBC 59%), Limanowskiego 1,9 (TBC 65,7%) i Bernardyńska 2,1 (TBC 67,4%). Na tej podstawie można stwierdzić, że intensywność procesów przyrodniczych, takich jak fotosynteza, transpiracja i metabolizm (np. wiązanie dwutlenku węgla), na osiedlu Kamińskiego o wskaźniku TBC wynoszącym 44,5% jest większa niż na osiedlu Bernardyńska o wskaźniku TBC równym 67,4%.

Potwierdza to znaną już prawidłowość, że nie tylko powierzchnia zajęta przez roślinność, ale także struktura tej roślinności ma znaczenie dla przebiegu procesów przyrodniczych. Już w latach 70. XX wieku Lipińska (1977) wskazywała, że przy programowaniu zieleni osiedlowej należy brać pod uwagę także tzw. kubaturę roślin, a nie tylko powierzchnię, którą one zajmują. Konieczność uwzględniania „trzeciego wymiaru” roślin oraz odpowiednich proporcji między roślinnością wysoką i niską wskazywali także Bożekowska i in. (1979).

Stosowany obecnie w Polsce wskaźnik powierzchni terenu biologicznie czynnego jest wskaźnikiem, którego celem ma być przede wszystkim zapewnienie odpowiedniej proporcji między terenami zabudowanymi a otwartymi, która – zgodnie z intencją regulacji prawnych ustanawiających wskaźnik – zapewni właściwe funkcjonowanie środowiska przyrodniczego. Jak wiadomo, ustawodawca nie określił, jakie wartości powinien przyjmować wskaźnik, aby funkcjonowanie środowiska było właściwe. Z tego powodu wskaźniki stosowane w praktyce planowania przestrzennego są bardzo zróżnicowane, także w odniesieniu do – omawianych

w tej publikacji – terenów zabudowy wielorodzinnej. Zakres ich stosowania obrazują badania Zgierskiego i Szulczewskiej (2009): w odniesieniu do zabudowy mieszkaniowej wielorodzinnej – wśród 164 badanych miejscowych planów zagospodarowania przestrzennego z całej Polski – stosowane były wskaźniki o zróżnicowaniu od 5% (tylko w jednym przypadku) do 70% (także w jednym przypadku) powierzchni terenu biologicznie czynnego. Najczęściej ustalany był wskaźnik na poziomie 30%.

Obowiązujące rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 12 kwietnia 2002 roku w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki ich usytuowanie w odniesieniu do osiedli mieszkaniowych rekomenduje, aby na działkach budowlanych przeznaczonych pod zabudowę wielorodzinną, co najmniej 25% powierzchni działki urządzić jako powierzchnię terenu biologicznie czynną, przy czym do powierzchni tej wlicza się 50% powierzchni tarasów i stropodachów urządzonych jako trawniki i kwietniki, pod warunkiem, że są one większe niż 10 m<sup>2</sup>. Dodatkowo, wspomniane rozporządzenie w odniesieniu do zespołu budynków wielorodzinnych objętych jednym pozwoleniem na budowę wskazuje na konieczność realizacji placyków zabaw dla dzieci najmłodszych i miejsc rekreacyjnych dostępnych dla osób starszych i niepełnosprawnych, wskazując jednocześnie, że co najmniej 30% tej powierzchni powinno znajdować się na terenie biologicznie czynnym.

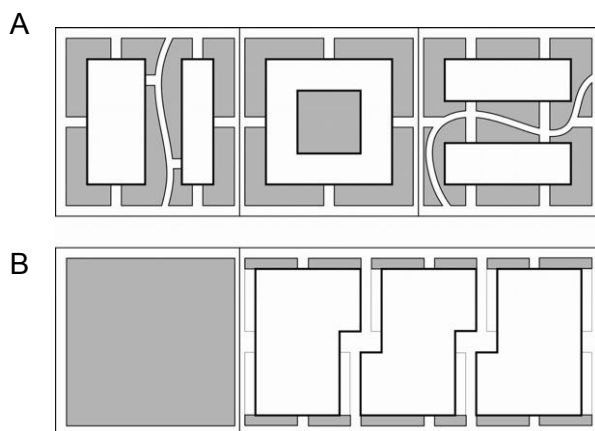
Z przedstawionych wcześniej badań wynika, że ustalona na poziomie 25% minimalna wielkość wskaźnika jest zdecydowanie zbyt mała. Postulat zawarty w ustawie Prawo ochrony środowiska (2001), mówiący o proporcji zapewniającej właściwe funkcjonowanie środowiska przyrodniczego nie może być zrealizowany w przypadku zastosowania wskaźników minimalnych. Nie może być również zrealizowany w sytuacji, gdy wskaźnik ustala się na poziomie 30%, co jak wynika z cytowanych już badań Zgierskiego i Szulczewskiej (2009) było najczęstszą praktyką. Oczywiście, w planach miejscowych nie ma miejsca na uzasadnianie przyjętych rozwiązań, a zatem także ustalanych wskaźników. Trudno więc spekulować, co przesądza o ich wielkości. Wydaje się jednak, że względy środowiskowe – konkretne uwarunkowania przyrodnicze samej działki i jej otoczenia – mają niewielkie znaczenie. Ważniejsze kwestie to wartość terenu, zysk dewelopera, charakter istniejącej zabudowy.

Nie tylko wielkość wskaźnika jest sprawą problematyczną. Kolejna problem to – co najmniej niejasna – reguła dotycząca obszaru odniesienia jego stosowania. W praktyce planowania przestrzennego zaobserwować można tu dwa, zasadnicze sposoby:

- wskaźnik odniesiony do powierzchni działki,
- wskaźnik odniesiony do powierzchni strefy lub jednostki urbanistycznej.

Zastosowanie wskaźnika do działki i do strefy/jednostki urbanistycznej może prowadzić do bardzo różnych efektów przestrzennych. Problem ten ilustruje rysunek 6.1.





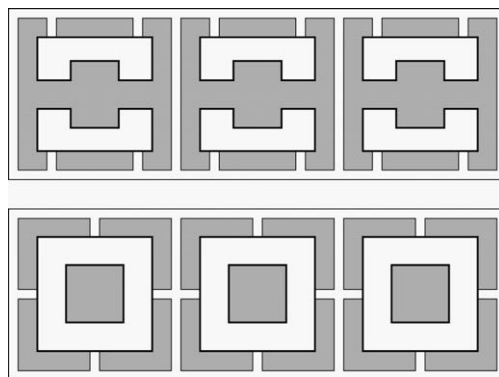
**Rysunek 6.1.** Efekty przestrzenne zastosowania wskaźnika powierzchni terenu biologicznie czynnego w stosunku do działki (A) i strefy (B); w obu przypadkach wskaźnik wynosi 30% (opracowanie własne)

Przy zapisywaniu wielkości wskaźnika w planach miejscowych, uwzględniając możliwości egzekwowania tych planów na etapie realizacji inwestycji, najważniejsze wydaje się każdorazowe, precyzyjne zdefiniowanie obszaru odniesienia. Obszarem tym w przypadku zabudowy wielorodzinnej nie może być działka budowlana (zabudowa taka jest często realizowana na więcej niż jednej działce). Należałoby zatem wprowadzić pojęcie działki inwestycyjnej – przez co należy rozumieć działkę lub zespół działek budowlanych, na których realizuje się jedną inwestycję i odniesienie do niej wskaźnika powierzchni terenu biologicznie czynnej.

Z przedstawionych wcześniej badań wynika, że o „właściwym funkcjonowaniu środowiska przyrodniczego” można mówić, gdy wartości wskaźnika oscyluje wokół 45%. Oczywiście dość istotną rolę w tym funkcjonowaniu odgrywa kubatura roślin. Przeprowadzone badania, a także analiza innych wskaźników ekologiczno-przestrzennych, opisanych w rozdziałach 4 i 5, wskazują, że ewolucja wskaźnika powinna iść w kierunku wprowadzenia dodatkowych reguł zachowania odpowiednich proporcji między powierzchnią zadrzewień (za dużo: niekorzystne dla zachowania różnorodności biologicznej roślin naczyniowych oraz stosunków wodnych w czasie okresów suszy, za mało: niekorzystne dla kształtowania warunków biotermicznych i wilgotnościowych powietrza) i innych elementów roślinnych oraz do wprowadzania proekologicznych technologii związanych z gospodarowaniem wodami opadowymi (wydaje się to szczególnie ważne z powodu przebiegu zjawisk klimatycznych w ostatnim dziesięcioleciu oraz prognoz ich dotyczących). Takie podejście wymaga jednak opracowania zindywidualizowanych zasad stosowania wskaźnika dla poszczególnych miast. Trzeba bowiem wyraźnie podkreślić, że wskaźniki ekologiczno-przestrzenne, omówione w rozdziale 4, opracowane zostały

dla miast, których władze uznały je za instrument realizacji polityki przestrzennej i ekologicznej. Jak stwierdził Hirst (2008), chociaż Seattle Green Factor był wzorowany na rozwiązaniach europejskich, został on „skrojony na miarę” Seattle.

Jednak nawet te zindywidualizowane wskaźniki będą miały ograniczone znaczenie, jeśli ich stosowanie nie zostanie wsparte przez wiedzę i wyobraźnię projektantów. Dzięki przemyślanym rozwiązaniom przestrzennym można – przy zastosowaniu tego samego wskaźnika – zwielokrotnić efekty ekologiczne i sprawność funkcjonowania przyrodniczego (rys. 6.2).



**Rysunek 6.2.** Dwa różne rozwiązania przestrzenne, wpływające na możliwość zachowania łączności terenów biologicznie czynnych (opracowanie własne)

Istotnym problemem może być także dominująca forma budowanych obecnie osiedli, a w zasadzie zespołów zabudowy mieszkaniowej. Są to nieduże, zamknięte obiekty, których tereny biologicznie czynne sprowadzają się do niewielkich skrawków trawników, krzewów, rzadziej drzew lokowanych w dużej części na stropach podziemnych garaży. Ta powierzchnia biologicznie czynna – choć zawsze cenna – ma bardzo niewielkie znaczenie przyrodnicze. Zdecydowanie większe znaczenie mogą mieć w tym względzie osiedla starsze, a zwłaszcza wybudowane w latach 70.–80. XX wieku, charakteryzujące się dość dużym udziałem terenów biologicznie czynnych. Ważne jest jednak, aby przeprowadzane modernizacje nie ograniczały się do budynków, infrastruktury oraz wprowadzania nowych miejsc parkingowych (te są prawdziwą zgorą dla przestrzeni osiedli, choć trudno dyskutować ze współczesnymi potrzebami mieszkańców; w czasach, gdy osiedla te były budowane nie planowano tak powszechnej dostępności samochodu osobowego). Modernizacja objąć powinna także tereny zieleni. Nie powinna ona jednak prowadzić wyłącznie do urządzenia kolejnego placu zabaw dla dzieci i wymiany nawierzchni chodników. Można byłoby

wykorzystać potencjał tkwiący w zwykle nieco zaniedbanych terenach zieleni i na ich kanwie kształtować powiązania z lokalnym systemem przyrodniczym. Oczywiście, kształtowaniu tych powiązań nie sprzyja powszechne w miastach polskich grodzenie także „starych” osiedli.

Kolejnym ograniczeniem nie tylko wskaźnika powierzchni terenu biologicznie czynnego, ale także wszystkich pozostałych wskaźników ekologiczno-prze-strzennych jest to, że nie uwzględniają one lub zbyt mało uwzględniają<sup>69</sup> potrzeby społeczne, w tym głównie wypoczynkowe, ale także estetycznych mieszkańców osiedli. Trudno zaprzeczyć, że może pojawić się rozbieżność między względami przyrodniczymi a społecznymi oczekiwaniami dotyczącymi terenów zieleni osiedlowej. Względy przyrodnicze przemawiają za stosowaniem gatunków rodzimych, wprowadzaniem roślin stanowiących bazę pokarmową dla fauny: ptaków, motyli, drobnych ssaków, ograniczaniem wprowadzania drzew i krzewów iglastych, mniej „agresywnymi” zabiegami pielęgnacyjnymi, tworzeniem enklaw dla roślinności spontanicznie zasiedlającej osiedla. Taka wizja terenów zieleni osiedlowej nie przemawia jednak do większości mieszkańców. Choć w Polsce brak w tym względzie przekonujących badań, obserwacje dowodzą, że uznanie zdobywają raczej tereny „do bólu” wypielęgnowane, z ozdobnymi roślinami, przede wszystkim iglastymi (mniej problemów z pielęgnacją).

Przeprowadzone badania koncentrowały się na zagadnieniu sposobu i zakresu stosowania wskaźnika TBC. Poszukiwano minimalnej wielkości tego wskaźnika, którą można uzasadnić zachowaniem względnie prawidłowego przebiegu badanych procesów przyrodniczych. Przyjęto założenie, że w obecnej praktyce planistycznej wskaźnik TBC ma być prostym rozwiązaniem chroniącym przestrzeń przyrodniczą. Rekomendowana przez autorów tej publikacji minimalna wartość wskaźnika TBC dla terenów wielorodzinnej zabudowy mieszkaniowej na poziomie 45% została przedstawiona jako głos w dyskusji nad strukturą przestrzenną i przyrodniczą współczesnych miast. Dyskusja ta jest ciągle otwarta. Ważne jest, aby do przyjmowanej wizji odpowiednio dobierać narzędzia planistyczne, takie jak m.in. wskaźnik terenów biologicznie czynnych, z pełną świadomością skutków podejmowanych decyzji dla struktury przyrodniczej. Ze szczególną pieczołowitością należy podejść do modernizacji istniejących osiedli mieszkaniowych i kształtowania nowych zespołów, aby zapewniały środowisko zamieszkania wysokiej jakości i nie utraciły swojej roli w kształtowaniu struktury przyrodniczej. Konieczne jest znalezienie odpowiedzi na wiele pytań dotyczących gospodarowania terenami osiedlowymi, m.in., jak prowadzić

<sup>69</sup> Seattle Green Factor uwzględnia „ogród widoczny z sąsiadujących publicznych przejść i przejazdów oraz publicznych terenów otwartych” oraz „produkcję żywności”.

działania na rzecz poprawy jakości przestrzeni publicznych i sąsiedzkich oraz podniesienia standardów wyposażenia osiedli, nie uszczuplając zanadto terenów zieleni, jak zoptymalizować działania na rzecz zrealizowania potrzeb mieszkańców i przyrody jednocześnie, w jakim stopniu osiedle mieszkaniowe powinno współtworzyć system przyrodniczy miasta czy, jak konkretnie minimalizować niekorzystne skutki zmian klimatycznych.

## Bibliografia

- Ahern J., 1995, *Greenways as a planning strategy*, Landscape and Urban Planning, 33, s. 131–155.
- Ahern J., 2007, *Green infrastructure for cities: the spatial dimension*, [w:] V. Novotny, P.R., Brown (red.), *Cities for the future towards integrated sustainable water and landscape management*, IWA Publishing, London.
- Akbari H., Konopacki S., 2004, *Energy effects of heat-island reduction strategies in Toronto, Canada*, Energy 29, s. 191–210.
- Alcoforado M.J., Andrade H., Lopes A., Vasconcelos J., 2009, *Application of climatic guidelines to urban planning. The example of Lisbon (Portugal)*, Landscape and Urban Planning, 90, s. 56–65.
- Alexander C., Ishikawa I., Silverstein M., Jacobson M., Fiksdahl-King I., Angel S., 2008, *Język wzorców* (tłumaczenie A. Kaczanowska, K. Maliszewska, M. Trzebiatowska), Gdańskie Wydawnictwo Psychologiczne, Gdańsk.
- Andrzejewski R., 1980, *Ekofizjografia i ekologiczne kształtowanie środowiska biotycznego na obszarach zurbanizowanych*, Człowiek i Środowisko, 4, 4, s. 5–20.
- ASLA, 2010, *Analysis and Planning*, ASLA Professional Awards, Seattle Green Factor, URL: <http://www.asla.org/2010awards/519.html> (dostęp 10.05.11).
- Asner G.P., Knapp D.E., Broadbent E.N., Oliveira P.J.C., Keller M., Silva J.N., 2005, *Selective logging in the Brazilian Amazon*, Science, 310, s. 480–482.
- Bajkiewicz-Grabowska E., Mikulski Z., 2005, *Hydrologia ogólna*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Bakay E., 2012, *The role of housing estates' green surfaces in forming the city climate of Budapest*, Applied Ecology and Environmental Research, 10, 1, s. 1–16.
- Banasik K., Barszcz M., Hejduk L., 2007, *Current and perspective flood flow consequences of land use changes in Sluzew Creek (Suburb of Warsaw)*, Preceedings Cost Session Aquaterra Conference, Hamburger Wasserbau-Schriften, s. 3–16.
- Banting D., Doshi H., Li J., Missios P., Au A., Currie B.A., Verrati M., 2005, *Report on the Environmental Benefits and Costs of Green Roof Technology for the City of Toronto*, Dept. of Architectural Science, Ryerson University, Toronto, Ontario.
- BCA, 2010, *Green mark for new residential buildings*, Version RB/4.0, URL: <http://www.bca.gov.sg> (dostęp 24.08.10).
- Beck I., Jocher S., Gilles S., McIntyre M., Buters J.T.M., Shmidt-Weber C., Behrendt H., Ring J., Menzel A., Traidl-Hoffmann C., 2013, *High environmental ozone levels lead to enhanced allergenicity of birch pollen*, PLOS ONE, 8, 11, s. 1–7.

- Biernacki Z., 1990, *Koncepcja kształtowania trzonu przyrodniczego oraz osłony ekologicznej miasta w modyfikowanych planach zagospodarowania przestrzennego*, Problemy ochrony i kształtowania środowiska przyrodniczego na obszarach zurbanizowanych, tom II, Wydawnictwo SGGW-AR, Warszawa.
- Blair R.B., Launer A.E., 1997, *Butterfly diversity and human land use: species assemblages along an urban gradient*, Biological Conservation, 80, s. 113–125.
- Błażejczyk K., 2002, *Znaczenie czynników cyrkulacyjnych i lokalnych w kształtowaniu klimatu i bioklimatu aglomeracji warszawskiej*, Dokumentacja Geograficzna, 26, PAN, Warszawa.
- Błażejczyk K., Kuchcik M., Milewski P., Dudek W., Kręcisz B., Błażejczyk A., Szmyd J., Degórska B., Pałczyński C., 2014, *Miejska wyspa ciepła w Warszawie – uwarunkowania klimatyczne i urbanistyczne*, Wydawnictwo Akademickie Sedno, Warszawa, s. 176.
- Bojarczuk T., Bugała W., Chylarecki H., 1984, *Zrejonizowany dobór drzew i krzewów do uprawy w Polsce*, Arboretum Kórnickie, 25, s. 329–375.
- Borowski J., 1996, *Pnącza z rodzaju winobluszcz (Parthenocissus Planch.) w warunkach miejskich*, Roczniki Dendrologiczne, 44, s. 49–65.
- Borowski J., 2008, *Wzrost rodzimych gatunków drzew przy ulicach Warszawy*, Wydawnictwo SGGW, Warszawa.
- Borowski J., Latocha P., 2014, *Zastosowanie roślin pnących i okrywowych w architekturze krajobrazu*, wydanie II uzupełnione, Wydawnictwo SGGW, Warszawa.
- Borowski J., Pstragowska M., 2011, *Dobory i zastosowanie roślin pnących w wybranych miejscach miasta*, [w:] M.E. Drozdek (red.), *Rośliny do zadań specjalnych*, Oficyna Wydawnicza Państwowej Wyższej Szkoły Zawodowej w Sulechowie, Sulechów – Kalsk, s. 151–166.
- Bonazzi F., Capucci M., Muscio A., Rizzo C., 2014, *Creation of experimental urban indexes in order to estimate the environmental performance of urban/building regenerations*, Geographia Polonica, 87, 4, s. 541–554.
- Bożekowska D., Goryński J., Skibniewska H., 1979, *Zagospodarowanie terenów otwartych*, [w:] H. Skibniewska, D. Bożekowska, A. Goryński (red.), *Tereny otwarte w miejskim środowisku mieszkalnym*, Arkady, Warszawa.
- Brenneisen S., 2006, *Space for urban wildlife: Designing green roofs as habitats in Switzerland*, Urban Habitats, 4, 1, s. 27–36.
- Breuer L., Eckhardt K., Frede H.G., 2003, *Plant parameter values for models in temperate climates*, Ecological Modelling, 169, s. 237–293.
- Breuste J.H., 2004, *Decision making, planning and design for the conservation of indigenous vegetation within urban development*, Landscape and Urban Planning, 68, s. 439–452.

- Breuste J.H., 2008, *Urban ecosystem classification – land use based information for modeling, comparison and management*, Problemy Ekologii Krajobrazu, 20, s. 57–66.
- Breuste J.H., 2010, *Challenges and problems of implementing landscape ecological knowledge in practice – the case of urban development*, [w:] A. Macias, I.A. Mizgajski (red.), *Implementation of landscape ecological knowledge in practice*, Uniwersytet Adama Mickiewicza, Poznań.
- Brown K.S., Freitas A.V.L., 2002, *Butterfly communities of urban forest fragments in Campinas, São Paulo, Brazil: Structure, instability, environmental correlates, and conservation*, Journal of Insect Conservation, 6, s. 217–231.
- Brown L.J., Dixon D., Gillham O., 2009, *Urban Design For An Urban Century*, Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey.
- Buczek G. (red.), 2005, *Karta nowej urbanistyki*, Urbanista, 6, s. 8–10.
- Building and Construction Authority, 2010, *The Code for Environmental Sustainability of Buildings*, wyd. II, URL: [http://www.bca.gov.sg/Envsuslegislation/others/Env\\_Sus\\_Code2010.pdf](http://www.bca.gov.sg/Envsuslegislation/others/Env_Sus_Code2010.pdf) (dostęp 24.07.14).
- Buszko J., 1992, *Atlas rozmieszczenia motyli dziennych w Polsce – założenia, metody, wstępne wyniki*, Przegląd Zoologiczny, 36, 1–4, s. 167–171.
- Buszko J., 1997, *A distribution atlas of butterflies in Poland 1986-1995*, Oficyna Wydawnicza Turpress, Toruń.
- Buszko J., 2000, *Dokumentacja zasobów fauny jako podstawa skutecznej ochrony owadów na przykładzie programu „Atlas rozmieszczenia motyli dziennych w Polsce”*, Wiadomości Entomologiczne, 18, supl. 2, s. 285–288.
- Buszko J., 2004, *Lycæna dispar* (Haworth, 1802), Czerwończyk nieparek, [w:] Z. Głowaciński, (red.), *Polska czerwona księga zwierząt. Bezkręgowce*, Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków.
- Buszko J., Nowacki J., 2000, *Zagrożenia i możliwości ochrony motyli w Polsce*, Wiadomości Entomologiczne, 18, sup. 2, s. 213–220.
- Buszko J., Nowacki J., 2002, *Motyle (Lepidoptera)*, [w:] Z. Głowaciński (red.), *Czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce*, Oficyna wydawnicza TEXT, Kraków, s. 80–87.
- Buszko J., Masłowski J., 1993, *Atlas motyli Polski. Część I. Motyle dzienne (Rhoparæa)*, Grupa IMACE, Warszawa.
- Chameides W.L., Lindsay R.W., Richardson J., Kiang C.S., 1988, *The role of biogenic hydrocarbons in urban photochemical smog: Atlanta as a case study*, Science, 241, s. 1473–1475.
- Chiesura A., 2004, *The role of urban parks for the sustainable city*, Landscape and Urban Planning, 68, s. 129–138.

- Chmielewski J.M., 2001, *Teoria urbanistyki w projektowaniu i planowaniu miast*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa.
- Chmielewski J.M., 2002, *Dezurbanizacja niweczy ład przestrzenny*, *Kwartalnik Architektury i Urbanistyki*, 3, s. 243–250.
- Chytrý M., Otýpková Z., 2003, *Plot sizes used for phytosociological sampling of European vegetation*, *Journal of Vegetation Science*, 14, s. 563–570.
- Collinge S.K., 1996, *Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning*, *Landscape and Urban Planning*, 36, s. 59–77.
- Community Forests Northwest CFN, 2011, *Green infrastructure to combat climate change: a framework for action in Cheshire, Cumbria, Greater Manchester, Lancashire, and Merseyside*, URL: [www.ginw.co.uk/climatechange/framework](http://www.ginw.co.uk/climatechange/framework) (dostęp 7.07.2013).
- Czarnecki W., 1964, *Planowanie miast i osiedli. Region miasta*, tom 6, Wydawnictwo PWN, Warszawa-Poznań.
- Czyżewski A., 2009, *Trzewia Lewiatana. Miasta ogrody i narodziny przedmieścia kulturalnego*, Państwowe Muzeum Etnograficzne w Warszawie, Warszawa.
- Dimke K., 2008, *Valuation of Tree Canopy on Property Values of Six Communities in Cincinnati, Ohio* (Electronic Thesis or Dissertation), pobrane z lokalizacji <https://etd.ohiolink.edu/>.
- Di Mauro D., Dietz T., Rockwood L., 2007, *Determining the effect of urbanization on generalist butterfly species diversity in butterfly gardens*, *Urban Ecosystems*, 10, s. 427–439.
- Doulos L., Santamouris M., Livada I., 2004, *Passive cooling of outdoor urban spaces. The role of materials*, *Solar Energy*, 77, s. 231–249.
- Dover J., Settele J., 2009, *The influences of landscape structure on butterfly distribution and movement: a review*, *Journal of Insect Conservation*, 13, s. 3–27.
- Duany A., Plater-Zyberk E., 2008, *The town of seaside: designed in 1978-1983 by Duany Palter Zyberk & Co.*, [w:] D. Kelbaugh, K.K. McCullough (red.), *Writing urbanism*, association of collegiate schools of architecture, Routledge, London-New York, s. 168–175.
- Duncham-Jones E., 2008, *New urbanism as a counter – project to post – industrialism*, [w:] D. Kelbaugh, K.K. McCullough (red.), *Writing urbanism*, association of collegiate schools of architecture, Routledge, London/New York, s. 185–193.
- Dunham-Jones E., Williamson J., 2011, *Retrofitting suburbia*, Wiley & Sons, New Jersey.
- Dziewoński K., 1956, *Geografia osadnictwa i zaludnienia. Dorobek, podstawy teoretyczne, problemy badawcze*, *Przegląd Geograficzny*, 28, 4, s. 721–764.



- Eliasson I., 2000, *The use of climate knowledge in urban planning*, Landscape and Urban Planning, 48, s. 31–44.
- Erhardt A., Thomas J.A., 1991, *Lepidoptera as indicators of changes in the semi-natural grasslands of lowland and upland Europe*, [w:] N.M. Collins, J.A. Thomas (red.), *The Conservation of Insects and Their Habitats*, Academic Press, London, s. 213–237.
- Fahrig L., 2001, *How much habitat is enough?*, Biological Conservation, 100, s. 65–74.
- Faizi M., 2006, *The role of urban parks in a metropolitan city*, Environmental Sciences, 12, s. 29–34.
- Fang S.-F., Ling D.-L., 2005, *Guidance for noise reduction provided by tree belts*, Landscape and Urban Planning, 71(1), s. 29–34.
- Fassbinder H., 2014, *Greening the City' Paris and Amsterdam: Flagship examples of European green space urban initiatives*, Biotope City Journal, URL: <http://www.biotope-city.net/article/climate-strategies-european-cities> (dostęp 08.01.2014).
- Florgård C., Forsberg O., 2006, *Residents' use of remnant natural vegetation in the residential area of Järvafältet, Stockholm*, Urban Forestry and Urban Greening, 5, 2, s. 83–92.
- Forman R.T.T., 1995, *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Forman R.T.T., Godron M., 1981, *Patches and structural components for a landscape ecology*, BioScience, 317, s. 33–40.
- Forman R.T.T., Godron M., 1986, *Landscape Ecology*, Wiley & Sons, New York.
- Fortini J., 1985, *Wpływ rzeźby terenu i zabudowy mieszkaniowej na ukształtowania się warunków klimatu lokalnego*, Instytut Kształtowania Środowiska, Warszawa.
- Fortuniak K., 2003, *Miejska wyspa ciepła. Podstawy energetyczne, studia eksperymentalne, modele numeryczne i statystyczne*, Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź.
- Freeman C., 1999, *Development of simple method for site survey and assessment in urban areas*, Landscape and Urban Planning, 44, s. 1–11.
- Gaston K.J., Smith R.M., Thompson K., Warren P.H., 2005, *Urban domestic gardens (II): experimental tests of methods for increasing biodiversity*, Biodiversity and Conservation 14, s. 395–413.
- Gawlikowski A., 1992, *Ulica w strukturze miasta*, Wydawnictwa Politechniki Warszawskiej, Warszawa.
- Gawroński S.W., Gawrońska H., Rokosza J., 2000, *Drzewa, krzewy i rośliny zielne w procesie fitoremediacji w terenie zurbanizowanym*, III Forum Architektury Krajobrazu, Warszawa 4-5 grudnia 2000 r., s. 304–310.

- Geiger W., Dreiseitl H., 1999, *Nowe sposoby odprowadzania wód deszczowych*, Oficyna Wydawnicza Projprzem-EKO, Bydgoszcz.
- Giedych R., 2010, Oblicza powierzchni biologicznie czynnej, *Zieleń Miejska* 7/8, s. 68–69.
- Gilbert O.L., 1989, *The ecology of urban habitats*, Chapman and Hall, London.
- Gill S.E., Handley J.F., Ennos A.R., Pauleit S., 2007, *Adapting cities for climate change: the role of the green infrastructure*, *Built Environment*, 33, 1, s. 115–133.
- Goodefroid S., 2001, *Temporal analysis of the Brussels Flora as indicator for changing environmental quality*, *Landscape and Urban Planning*, 52, s. 203–224.
- Gravier A., 1912, *Zarys rozwoju Warszawy i okolic*, *Wiadomości Budowlane*, Miasto 2, s. 1–2.
- Greenberg K., 2009, *A Third Way for Urban Design*, [w:] A. Krieger, W.S. Saunders (red.), *Urban Design*, University of Minnesota Press, Minneapolis-London, s. 201–207.
- Green infrastructure and territorial cohesion. The concept of green infrastructure and its integration into policies using monitoring systems*, European Environment Agency EEA, 2011, URL: <http://www.eea.europa.eu/publications/green-infrastructure-and-territorial-cohesion> (dostęp 30.07.2014).
- Gutiérrez D., 2005, *Effectiveness of existing reserves in the long-term protection of a regionally rare butterfly*, *Conservation Biology*, 19, s. 1586–1597.
- Gzell S., 2009, *Dzieło a doktryna*, *Czasopismo Techniczne*, 15, Architektura, 6-A, s. 74–78.
- Hagen K., Stiles R., 2010, *Approaches from landscape architectural point of view. Towards a sustainable and diverse urban space planning*, [w:] N. Müller, P. Werner, J.G. Kelcey (red.), *Urban biodiversity and design*, Blackwell Publishing, Oxford, s. 580–582.
- Hamblen C., Speight M.R., 2004, *Extinction Rates and Butterflies*, *Science*, 305, 10, s. 1563–1565.
- Hamin E.M., Gurran N., 2009, *Urban form and climate change: balancing adaptation and mitigation in the U.S. and Australia*, *Habitat International*, 33, 3, s. 238–245.
- Handbuch der Berliner Landschaftspläne, Biotopflächenfaktor, URL: <http://www.stadtentwicklung.berlin.de> (dostęp 24.08.2010).
- Hanson R.L., 1991, *Evapotranspiration and Droughts*, [w:] R.W. Paulson, E.B. Chase, R.S. Roberts, D.W. Moody, Compilers, *National Water Summary 1988-89 Hydrologic Events and Floods and Droughts*: U.S. Geological Survey Water-Supply Paper, 2375, s. 99–104.

- Hanzl M., 2009, *Założenia ruchu Nowy Urbanizm w USA a problem związane z rozlewaniem się miast w Polsce*, [w:] E. Cichy-Pazder, T. Markowski (red.), *Nowa urbanistyka – nowa jakość życia*, Biblioteka Urbanisty, 14, s. 83–93.
- Hauru K., Lehvävirta S., Korpela K., Kotzed J., 2012, *Closure of view to the urban matrix has positive effects on perceived restorativeness in urban forests in Helsinki, Finland*, *Landscape and Urban Planning*, 107, s. 361–369.
- Heinze W., Schreiber D., 1984, *Eine Neue Kartierung der Winterhärterzonen für Gehölze in Mitteleuropa*, *Mitteilungen der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft*, 75, s. 11–56.
- Helfand G.E., Park J.S., Nassauer J.I., Kosek S., 2006, *The economics of native plants in residential landscape designs*, *Landscape and Urban Planning*, 78, s. 229–240.
- Henderson S., Perkins N., Nelischer M., 1998, *Residential lawn alternatives: a study of their distribution, form and structure*, *Landscape and Urban Planning*, 42, s. 135–145.
- Hermly M., Cornelis J., 2000, *Towards a monitoring method and a number of multifaceted and hierarchical biodiversity indicators for urban and suburban parks*, *Landscape and Urban Planning*, 49, s. 149–162.
- Hirst J., 2008, *Functional Landscapes: Assessing Elements of Seattle Green Factor*, The Berger Partnership PS, Landscape Architecture, URL: <http://www.seattle.gov> (dostęp 24.08.2010).
- Hobbs R.J., Arico S., Aronson J., Baron J.S., Bridgewater P., Cramer V.A., Epstein P.R., Ewe J.J., Klink C.A., Lugo A.E., Norton D., Ojima D., Richardson D.M., Sanderson E.W., Valladares F., Vilà M., Zamora R., Zobel Z., 2006, *Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order*, *Global Ecology and Biogeography*, 15, s. 1–7.
- IPCC, Field C.B., Barros V., Stocker T.F., Qin D., Dokken D.J., Ebi K.L., Mastrandrea M.D., Mach K.J., Plattner G.K., Allen S.K., Tignor M., Midgley P.M. (red.), 2012, *Managing the risks of extreme events and disasters to advance climate change adaptation. A special report of working groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press, New York.
- IPCC, Solomon S., Qin D., Manning M., Chen Z., Marquis M., Averyt K.B., Tignor M., Miller H.L. (red.), 2007, *Climate Change 2007: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of IPCC*, Cambridge University Press, New York.
- Islam S., Aramaki T., Hanaki K., 2005, *Development and Application of an Integrated Water Balance Model to Study the Sensitivity of the Tokyo Metropolitan Area*

- Water Availability Scenario to Climatic Changes*, Water Resources Management, 19, s. 423–445.
- Jacobs J., 1961, *The death and life of great American Cities*, Random House, New York.
- Janicka M., 2010, *Różnorodność biologiczna trawników osiedli warszawskich i ich znaczenie dla współcześnie projektowanych założeń* (msr), Katedra Ochrony Środowiska SGGW, Warszawa.
- Jencks C., 1987, *Architektura postmodernistyczna* (przekład B. Gadomska), Arkady, Warszawa.
- Jim C.Y., Chen W.Y., 2010, *External effects of neighborhood parks and landscape elements on high-rise residential value*, Land Use Policy, 27, s. 662–670.
- Kaczmarek E., 2009, *Ekourbanistyka – natura, technika i sztuka*, [w:] E. Cichy-Pazder, T. Markowski (red.), *Nowa urbanistyka – nowa jakość życia*, Biblioteka Urbanisty, 14, s. 193–199.
- Kaliszuk E., 2003, *Metoda identyfikacji i oceny systemu przyrodniczego miasta na przykładzie Warszawy* (msr), Wydział Ogrodnictwa i Architektury Krajobrazu SGGW, Warszawa.
- Kaplan R., Kaplan S., 1989, *The Experience of Nature: A Psychological Perspective*, Cambridge University Press, New York.
- Kelbaugh D., 2008, *Further thoughts on the three urbanisms*, [w:] D. Kelbaugh, K.K. McCullough (red.), *Writing urbanism*, Association of Collegiate Schools of Architecture, Routledge, London-New York, s. 105–114.
- Kobylarczyk J., 2007, *Jakość środowiska mieszkaniowego w strefie centralnej wybranych miast województwa podkarpackiego* (msr), Wydział Architektury Politechniki Krakowskiej, Kraków.
- Kodeks urbanistyczno-budowlany*. Projekt z dnia 16 kwietnia 2014, URL: [https://www.mir.gov.pl/Budownictwo/Komisja\\_Kodyfikacyjna\\_Prawa\\_Budowlanego/Documents/Kodeks\\_urbanistyczno\\_budowlany\\_projekt\\_podstawowa\\_16\\_04\\_2014\\_jednolity.pdf](https://www.mir.gov.pl/Budownictwo/Komisja_Kodyfikacyjna_Prawa_Budowlanego/Documents/Kodeks_urbanistyczno_budowlany_projekt_podstawowa_16_04_2014_jednolity.pdf) (dostęp 15.05.2014).
- Kopacz-Lembowicz M., Kossowska-Cezak U., Martyn D., Olszewski K., 1984, *Wpływ zieleni miejskiej na klimat lokalny*, [w:] Wpływ zieleni na kształtowanie środowiska miejskiego, Instytut Kształtowania Środowiska, Wydawnictwo PWN, Warszawa, s. 61–78.
- Kosmala M., 2005, *Po co ludziom drzewa*, Materiały z Konferencji Naukowo-Technicznej „Zieleń miejska. Naturalne bogactwo miasta”, Toruń 3-4 października 2005 r., s.17.
- Kossowska-Cezak U., 1978, *Wpływ dużego kompleksu zieleni miejskiego na warunki termiczno-wilgotnościowe (na przykładzie warszawskiego Ogrodu Zoologicznego)*, Prace i Studia Instytutu Geograficznego UW, 26, s. 11–36.

- Krieger A., 2008, *The virtues of cities*, [w:] D. Kelbaugh, K.K. McCullough (red.), Writing urbanism: a design reader, Association of Collegiate Schools of Architecture, Routledge, London-New York. s. 64–71.
- Krieger A., 2009, *Where and how does urban design happen?*, [w:] A. Krieger, W.S. Saunders (red.), Urban Design, University of Minnesota Press, Minneapolis-London, s. 113–130.
- Krzymowska-Kostrowicka A., 1997, *Geoekologia turystyki i wypoczynku*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Kuchcik M., 2003, *Topoclimatic conditions at various urban structures in Warsaw*, Acta Universitatis Wratislaviensis, 2542, Studia Geograficzne, 75, s. 505–514.
- Kuchcik M., 2006, *Fale upałów w Polsce w latach 1993-2002*, Przegląd Geograficzny, 78, 3, s. 397–412.
- Kuchcik M., 2013, *The attempt to validate the applicability of two climate models for the evaluation of heat wave related mortality in Warsaw in the 21st century*, Geographia Polonica, 86, 4, s. 295–311.
- Kuchcik M., Błazejczyk K., Milewski P., Szmyd J., 2014, *Urban climate research in Warsaw: the results of microclimatic network measurements*, Geographia Polonica, 87, 4, s. 491–504.
- Kulas K., Kulas K., 2001, *Współpraca zieleni miejskiej ze szkółkarzami*, [w:] W. Dmuchowski, K. Niekrasz (red.), Zieleń Warszawy problemy i nadzieje, Materiały konferencji naukowo-technicznej, 4 października 2001 r., Warszawa – Powsin, Ogród Botaniczny PAN.
- Kuttler W., Strassburger A., 1999, *Air quality measurements in urban greek areas – a case study*, Atmospheric Environment, 33, s. 4101–4108.
- LAI – 2000. Plant Canopy Analyzer, 1992, Operating Manual. Li-Cor, Lincoln, Nebraska.
- Laverne R.J., Lewis G.M., 1996, *The effect of vegetation on residential energy use in Ann Arbor, Michigan*, Journal of Arboticulture, 22, s. 234–243.
- Lewińska J., 2000, *Klimat miasta, zasoby, zagrożenia, kształtowanie*, Instytut Gospodarki Przestrzennej i Komunalnej, Oddział w Krakowie, Kraków.
- Lewińska J., Zgud K., Baścik J., Wiatrka W., 1990, *Klimat obszarów zurbanizowanych*, Instytut Gospodarki Przestrzennej i Komunalnej, Warszawa.
- Lipińska A., 1977, *Rola zieleni w osiedlu mieszkaniowym*, Wydawnictwo PWN, Warszawa.
- Loeb R.E., 1992, *Long-term human disturbance of an urban park forest, New York City*, Forest Ecology and Management, 49, s. 293–309.
- Lorens P., 2009, *Nowy Urbanizm jako strategia strukturalizacji nowych przestrzeni podmiejskich*, [w:] P. Lorens (red.), Problem suburbanizacji, Biblioteka Urbanisty, 7, Urbanista, Warszawa, s. 301–309.

- Lososová Z., Horsák M., Chytrý M., Čejka T., Danihelka J., Fajmon K., Hájek O., Juříčková L., Kintrová K., Láníková D., Otýpková Z., Řehořek V., Tichý L., 2011, *Diversity of Central European urban biota: effects of human made habitat types on plants and land snails*, *Journal of Biogeography*, 38, s. 1152–1163.
- Love T., 2009, *Urban design after battery park city: opportunities for variety and vitality*, [w:] A. Krieger, W.S. Saunders (red.), *Urban Design*, University of Minnesota Press, Minneapolis-London.
- Lundholm J.T., Marlin A., 2006, *Habitat origins and microhabitat preferences of urban plant species*, *Urban Ecosystem*, 9, 1, s. 39–159.
- Lundholm J.T., Richardson P.J., 2010, *Habitat analogues for reconciliation ecology in urban and industrial environments*, *Journal of Applied Ecology*, 47, s. 966–975.
- Lynch K., 1960, *The Image of the city*, MIT Press, Cambridge, Ma, wyd. polskie: *Obraz miasta*, 2011, Wydawnictwo Archiwolta Michał Stępień, Kraków, przekład: W. Kosiński.
- Lynch K., 1981, *A theory of good city form*, MIT Press, Cambridge.
- MacArthur R.H., Wilson E.O., 2001, *The theory of island biogeography*, Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- McKinney M.L., 2006, *Urbanization as a major cause of biotic homogenization*, *Biological Conservation*, 127, s. 247–260.
- McKinney M.L., Lockwood J.L., 1999, *Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction*, *Tree*, 14, s. 450–453.
- McMahon E.T., 2000, *Green Infrastructure*, *Planning Commissioners Journal*, 37, s. 4–7.
- McPherson, E.G., 1998, *Atmospheric carbon dioxide reduction by Sacramento Urban forest*, *Journal of Arboriculture*, 24, s. 215–223.
- McPherson E.G., Rowntree R.A., 1993, *Energy Conservation Potential of Urban Tree Planting*, *Journal of Arboriculture*, 19 (6), s. 321–331.
- McPherson E.G., Simpson I. J.R., 1999, *Carbon Dioxide Reductions Through Urban Forestry*, General Technical Report PSW-171, USDA Forest Service, Pacific Southwest Research Station, Albany, CA.
- McPherson E.G., Simpson J.R., Peper P.J., Aguaron E. 2008, *Urban Forestry and Climate Change Albany, CA: USDA Forest Service, Pacific Southwest Research Station*, URL: <http://www.fs.fed.us/psw/programs/cufr/>
- McPherson G.E., Simpson J.R., Peper P.J., Maco S.E., Xiao Q., 2005, *Municipal forest benefits and costs in five US cities*, *Journal of Forestry*, 103(8), s. 411–416.
- Magurran A. E., 2004, *Measuring biological diversity*, Willey-Blackwell Science, New York.

- Majkowska-Wojciechowska B., Balwierz Z., Kowalski M., 2012, *Monitor pyłkowy, Łódź 2012 – aerobiologia w praktyce*, Alergia Astma Immunologia, 17, 4, s. 202–208.
- Makhelouf A., 2009, *The effect of green spaces on urban climate and pollution*, Iranian Journal of Environmental Health Science and Engineering, 6, 1, s. 35–40.
- Maruani T., Amit-Cohen I., 2007, *Open space planning models: A review of approaches and methods*, Landscape and Urban Planning, 81, s. 1–13.
- Maryland Department of the Environment MDE, 1999, *2000 Maryland Stormwater Design Manual*. URL: <http://www.mde.state.md.us/programs/Water/Stormwater-ManagementProgram/SoilErosionandSedimentControl/Documents/MD%20SW-M%20Volume%201.pdf> (dostęp 1.07.2013).
- Maryland Department of the Environment MDE, 2000, *2000 Maryland Stormwater Design Manual*, URL: <http://www.mde.state.md.us/assets/document/errata.pdf> (dostęp. 29.07.2014).
- Matuszkiewicz A.J., 1992, *Kompleks krajobrazowo-roślinny jako jednostka zróżnicowania roślinności terenów zurbanizowanych*, Dokumentacja Geograficzna, 5–6, s. 51–69.
- Matuszkiewicz W., 2008, *Guide to the determination of plant communities in Poland* (in Polish), Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Maurer U., Peschel T., Schmitz S., 2000, *The flora of selected urban land-use types in Berlin and Potsdam with regard to nature conservation in cities*, Landscape and Urban Planning, 46, s. 209–215.
- Mazurkiewicz A., Wrzesień R., 2008, *Rzadkie gatunki Microlepidoptera złowione w Warszawie*, Wiadomości Entomologiczne, 27, 3, s. 490.
- Melbourne Water, 2005, *WSUD Engineering Procedures: Stormwater*, EPA Victoria, Melbourne.
- Millard A., 2004, *Indigenous and spontaneous vegetation: their relationship to urban development in the city of Leeds, UK*, Urban Forestry Urban Greening, 3, s. 39–47.
- Mitchell V.G., McMahon T.A., Mein R.G., 2003, *Components of the Total Water Balance of an Urban Catchment*, Environmental Management, 32, s. 735–746.
- Mitchell V.G., Mein R.G., McMahon T.A., 2001, *Modelling the urban water cycle*. Environmental Modelling and Software, 16, s. 615–629.
- Miyawaki A., 2004, *Restoration of living environment based on vegetation ecology: Theory and practice*, Ecological Research, 19, s. 83–90.
- Myklestad A., Sætersdal M., 2004, *The importance of traditional meadow management techniques for conservation of vascular plant species richness in Norway*, Biological Conservation, 118, s. 133–139.
- Nassauer J.I., 1995, *Messy ecosystems, orderly frames*, Landscape Journal, 14, s. 161–170.

- Nawratek K., 2011, *Trzeba wymyślić miasto na nowo*, Gazeta Wyborcza 19.04, s. 5–6.
- New T.R., 1997, *Butterfly conservation*, wyd. II, Oxford University Press, Melbourne.
- New T.R., Sands D.P.A., 2002, *Conservation concerns for butterflies in urban areas of Australia*, Journal of Insect Conservation, 6, s. 207–215.
- Nichols M.D., 2000, *Urban edge effects and their relationship with the natural environment*, URL: <http://www.parks.ca.gov/pages/21280/files/urbanedge.pdf> (dostęp 12.04.2014).
- Niemczynowicz J., 1999, *Urban hydrology and water management – present and future challenges*, Urban Water, 1, 1, s. 1–14.
- La Nuova Charta d’Athènes 2003: La Vision du Conseil Européen des Urbanistes sur Les Villes (Nowa Karta Ateńska: Wizja miast XXI wieku). Alinea, Firenze 2003. Przekład na język polski: S. Wyganowski (z franc.), S. Furman, B. Wyporek (porównawczy z ang. i red.).
- Nowak D.J., Stevens J.C., Sisinni S.M., Luley C.J., 2002, *Effects of urban tree management and species selection on atmospheric carbon dioxide*, Journal of Arboriculture, 28(3), s. 113–122.
- Nowak D.J., Hoehn Robert, Crane D.E., 2007, *Oxygen Production by Urban Trees in the United States*, Arboriculture and Urban Forestry, 33(3), s. 220–226.
- Öckinger E., Dannestam A., Smith H.G., 2009, *The importance of fragmentation and habitat quality of urban grasslands for butterfly diversity*, Landscape and Urban Planning, 93, s. 31–37.
- Oke T.R., 1995, *Boundary Layer Climates*, Methuen, London.
- Olaczek R., 1990, *Wpływ dużego miasta na wybrane składniki ekosystemu (na przykładzie Łodzi)*, [w:] Problemy ochrony i kształtowania środowiska przyrodniczego na obszarach zurbanizowanych, Część I, Wydawnictwo SGGW-AR, Warszawa.
- Olden J.D., Rooney T.P., 2006, *On defining and quantifying biotic homogenization*, Global Ecology and Biogeography, 15, s. 113–120.
- Olszewski K., 1978, *Rola trawników w kształtowaniu warunków termiczno-wilgotnościowych w mieście*, Prace i Studia Instytutu Geograficznego UW, 26, s. 93–116.
- Ong B.L., 2003, *Green plot ratio: an ecological measure for architecture and urban planning*, Landscape and Urban Planning, 63, s. 197–211.
- Opdam P., Steingröwer E., van Rooij S., 2006, *Ecological networks: A spatial concept for multi-actor planning of sustainable landscapes*, Landscape and Urban Planning, 75, s. 322–332.
- Opdam P., van Apeldoorn R., Schotman A., Kalkhoven J., 1993, *Population responses to landscape fragmentation*, [w:] C.C. Vos, P. Opdam (red.), Landscape Ecology of a stressed environment, Chapman and Hall, London, s. 147–171.



- Ostrowski W., 1996, *Wprowadzenie do historii budowy miast. ludzie i środowisko*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa.
- Pałka K., Dębała A., Hołowiński M., Łupiński D., Wasiluk D., 2002, *Motyle dzienne *Rhopalocera doliny Bugu**, [w:] A. Dombrowski, Z. Głowacki, W. Jakubowski, I. Kovalchuk, Z. Michalczyk, M. Nikiforov, W. Szwałgier, K. Wojciechowski (red.), *Korytarz ekologiczny doliny Bugu. Stan, zagrożenia, ochrona*, Fundacja IUCN Poland, Warszawa, s. 155–167.
- Parsons R., 1991, The potential influences of environmental perception on human health, *Journal of Environmental Psychology*, 11, s. 1–23.
- Pauleit S. Duhme F., 2000, *Assessing the environmental performance of land cover types for urban planning*, *Landscape and Urban Planning*, 52, s. 1–20.
- Pauleit S., Ennos R., Golding Y., 2005, *Modeling the environmental impacts of urban land use and land cover change – a study in Merseyside, UK*, *Landscape and Urban Planning*, 71, s. 295–310.
- Pauleit S., Breuste J., 2011, Land use and surface cover as urban ecological indicators, [w:] J. Niemelä, J. Breuste, T. Elmqvist, G. Guntenspergen, P. James, N. McIntryre (red.), *Urban Ecology, Patterns, Processes and Applications*, Oxford University Press, Oxford, s. 19–30.
- Peper P.J., Mcpherson E.G., 2003, *Evaluation of four methods for estimating leaf area of isolated trees*, *Urban Forestry and Urban Greening* 2, s. 19–29.
- Pokało-Lipiec J., 2004, *Drzewa, krzewy i pnącza w powiązaniu z architekturą* (msr), Katedra Ochrony Środowiska SGGW, Warszawa
- Porter E.E., Forschner B.R., Blair R.B., 2001, *Woody vegetation and canopy fragmentation along a forest-to-urban gradient*, *Urban Ecosystems*, 5, s. 131–151.
- Prince George's County, Maryland. Department of Environmental Resources, (PGDER), 1999, *Low-Impact Development Design Strategies, An Integrated Design Approach*. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. Document No. EPA 841-B-00-003.
- Provoost M., Vanstiphout W., 2009, *Facts on the ground: urbanism from midroad to ditch*, [w:] A. Krieger, W.S. Saunders (red.), *Urban Design*, University of Minnesota Press, Minneapolis-London, s. 186–200.
- Przewoźniak M., 2002, *Kształtowanie środowiska przyrodniczego miast, przykłady z regionu gdańskiego*, Wydział Architektury Politechniki Gdańskiej, Gdańsk.
- Przewoźniak M., 2005, *Ekologiczne aspekty suburbanizacji – teoria i realia*, [w:] P. Lorens (red.), *Problem suburbanizacji*, Biblioteka Urbanisty, s. 127–134.
- Pusłowska-Tyszewska D., Stańczyk T., Chormański J., Kardel I., Oglęcki P., Okruszko T., Tyszewski S., 2012, *Problemy gospodarki wodnej zlewni zurbanizowanej*

- na przykładzie rzeki Białej*, Monografie Komitetu Gospodarki Wodnej PAN, 34, Komitet Gospodarki Wodnej PAN, Warszawa.
- Reviderat Kvalitetsprogram för Bo01, Kvalitetsprogram dp 4537 2002-05-15.
- Richling A., 2008, Z problematyki podziałów krajobrazowych terenów zurbanizowanych, *Problemy Ekologii Krajobrazu*, XXII, s. 165–177.
- Robinson M.H., 1999, *Role of ethology in conserving species diversity*, *Advances in Ethology*. Supl. to *Ethology*, 34, 17, XXVI International Ethological Conference, Bangalore, India.
- Roloff A., Korn S., Gillner S., 2009, *The Climate-Species-Matrix to select tree species for urban habitats considering climate change*, *Urban Forestry and Urban Greening*, 8, s. 295–308.
- Rosenfeld A.H., Akbari H., Bretz S., Fishman B.L., Kurn D.M., Sailor D., Taha H., 1995, *Mitigation of urban heat islands: materials, utility programs, updates*, *Energy and Buildings*, 22, s. 255–265.
- Rosner L., 2014, *Shade trees, cool summer*, *Biotopie City Journal*, URL: <http://www.biotopie-city.net/article/shade-trees-cool-summer> (dostęp 08.01.2014).
- Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 12 kwietnia 2002 r. w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie, Dz.U. 2002 nr 75, poz. 690 z późn. zm.
- Scherer D., Fehrenbach U., Beha H.D., Parlow E., 1999, *Improved concepts and methods in analysis and evaluation of the urban climate for optimizing urban planning processes*, *Atmospheric Environment*, 33, s. 4185–4193.
- Scriber J.M., Gage S.H., 1995, *Pollution and global climate change: plant ecotones, butterfly hybrid zones and changes in biodiversity*, [w:] J.M. Scriber, Y. Tsubaki, R.C. Lederhouse (red.), *Swallowtail Butterflies: Their Ecology and Evolutionary Biology*, Scientific Publishers, Gainesville FL, s. 319–344.
- Scurlock J.M.O., Asner G.P., Gower S.T., 2001, *Global Leaf Area Index Data from Field Measurements, 1932–2000*, Oak Ridge National Laboratory Distributed Active Archive Center, Oak Ridge, University of Colorado, TN, U.S.A., pobrane z lokalizacji <http://www.daac.ornl.gov>.
- Seattle City Council, 2007, Seattle Ordinance 122935, URL: [http://clerk.seattle.gov/~archives/Ordinances/Ord\\_122935.pdf](http://clerk.seattle.gov/~archives/Ordinances/Ord_122935.pdf) (dostęp 24.08.10).
- Seattle Green Factor, 2010, Green Factor Update, URL: <http://www.seattle.gov/dpd/permits/greenfactor/Overview> (dostęp 10.05.11).
- Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, 1994, *Handbuch der Berliner Landschaftspläne*, VIII. Biotopflächenfaktor (BFF), URL: <http://www.stadtenwicklung.berlin.de/umwelt/landschaftsplanung/handbuch/de/biotopflaechenfaktor/index.shtml> (dostęp 24.08.2010).

- Shapiro A.M., 2002, *The Californian urban butterfly fauna is dependent on alien plants*, Diversity and Distributions, 8, s. 31–40.
- Siermińska I., 2007, *Murawy na powierzchniach dachowych – ocena istniejących przykładów, ekologiczne podstawy ich kształtowania* (msr), Katedra Ochrony Środowiska SGGW, Warszawa.
- Sikorski P., 2012, *Ocena oddziaływania przedsięwzięcia na szatę roślinną obszaru WZ2 i WZ3 wraz z otoczeniem* (mrs), COIMPEX, Warszawa.
- Sikorski P., 2013, *Idea naturyzacji parku miejskiego w aspekcie różnorodności florystycznej runa i trawników parkowych*, Wydawnictwo Wieś Jutra, Warszawa.
- Sikorski P., Borowski J., Sikorska D., Wierzba M., Kehl J., Włodarczyk S., 2010a, *Mało znane parki i zieleńce Warszawy jako rezerwuary dzikiej przyrody*, [w:] A. Obidziński (red.), *Z Mazowsza na Wileńszczyznę. Zróżnicowanie i ochrona szaty roślinnej pogranicza Europy Środkowej i Północno-Wschodniej*, PTB, Warszawa, s. 103–117.
- Sikorski P., Szumacher I., Sikorska D., Kozak M., Wierzba M., 2012, *Effects of visitor pressure on understory vegetation in Warsaw forested parks (Poland)*, Environmental Monitoring and Assessment, 185, s. 5823–5836.
- Sikorski P., Wysocki C., Sikorska D., Wierzba M., 2010b, *Zieleń osiedlowa jako ostoja różnorodności biologicznej w mieście. Różne miary jej jakości w planowaniu przestrzennym*, [w:] M. Szumański, B. Szulczewska (red.), *Metody architektury krajobrazu*, Wydawnictwo Wieś Jutra, Warszawa, s. 1–5.
- Simpson J.R., 1998, *Urban forest impacts on regional heating and cooling energy use: Sacramento County case study*, Journal of Arboriculture, 24, s. 201–214.
- Simpson J.R. i Mcpherson E.G., 1996, *Potential of tree shade for reducing residential energy use in California*. J. Arboric. 22, s.10–18.
- Sjöman H., Nielsen A.G., 2010, *Selecting trees for urban paved sites in Scandinavia – A review of information on stress tolerance and its relation to the requirements of tree planners*, Urban Forestry and Urban Greening, 9, s. 281–293.
- Skibniewska H., 1990, *Rola pracowań przyrodniczych w projektowaniu zespołów mieszkaniowych na przykładzie Białoleki Dworskiej i Mokotowa*. [w:] Środowisko przyrodnicze Warszawy. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Skibniewska H., 1980, *Białoleka Dworska w Warszawie*. Sprawy Mieszkaniowe 3–4.
- Skorupski W., 1984, *Wyniki badań nad składem powietrza atmosferycznego na terenach zieleni i ulicach miejskich w Warszawie*, [w:] Wpływ zieleni na kształtowanie środowiska miejskiego, Instytut Kształtowania Środowiska, PWN, Warszawa, s. 95–108.
- Sleeuw M., 2011, *A comparison of BREEAM and LEED environmental assessment methods*, A report to the University of East Anglia Estates and Building Division, pobrano z lokalizacji [www.uea.ac.uk](http://www.uea.ac.uk) (dostęp 1.04.2014).

- Słyś D., 2008, *Retencja i infiltracja wód deszczowych*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej, Rzeszów.
- Smith R.M., Warren P.H., Thompson K., Gaston K.J., 2006, *Urban domestic gardens (VI): environmental correlates of invertebrate species richness*, Biodiversity and Conservation, 15, s. 2415–2438.
- Soja E.W., 2009, *Designing the Postmetropolis*, [w:] A. Krieger, W.S. Saunders (red.), Urban Design, University of Minnesota Press, Minneapolis-London, s. 255–269.
- Solarek K., 2011, *Współczesne koncepcje rozwoju miasta*, Kwartalnik Architektury i Urbanistyki, 4, s. 51–71.
- Song K., Qin J., Gao K., Hu Y.H., 2009, *Homogenization of plant diversity in Shanghai residential areas*, Ying Tai Yong Sheng Xue Bao, 20, 7, s. 1603–1607.
- Sorkin M., 2009, *The end(s) of urban design*, [w:] A. Krieger, W.S. Saunders (red.), Urban Design, University of Minnesota Press, Minneapolis-London, s. 155–182.
- Spronken-Smith R.A., Oke T.R., 1998, *The thermal regime of urban parks in two cities with different summer climates*, International Journal of Remote Sensing, 19, 1, s. 2085–2104.
- Stadsbyggnadskontoret, 2002, Reviderat Kvalitetsprogram för Bo01, Kvalitetsprogram dp 4537, URL: <http://www.malmo.se/download/18.24a63bbe13e8ea7a-3c69757/1383643948097/Bo01+Kvalitetsprogram+%282002%29.pdf> (dostęp 24.08.10).
- Stopa-Boryczka M., Boryczka J., Wawer J., 2011, *Wpływ zabudowy i zieleni osiedlowej na zróżnicowanie klimatu lokalnego w Warszawie*, Prace i Studia Geograficzne, 47, s. 373–381.
- Streiling S., Matzarakis A., 2003, *Influence of single and small clusters of trees on the bioclimate of a city: a case study*, Journal of Arboriculture, 29, 6, s. 309–316.
- Sudnik-Wójcikowska B., 1998, *Czasowe i przestrzenne aspekty procesu synantropizacji flory na przykładzie wybranych miast Europy środkowej*, Wydawnictwo UW, Warszawa.
- Sukopp H., 1998, *Urban Ecology – scientific and practical aspects*, [w:] J. Breuste, H. Feldmann, O. Uhlman (red.), Urban Ecology, Springer, Berlin, s. 3–15.
- Sukopp H., 2004, *Human-caused impact on preserved vegetation*, Landscape and Urban Planning 68, s. 347–355.
- Sukopp H., Werner S., 1988, *Biotope mapping and nature conservation in urban areas of the Federal Republic Germany*, Landscape and Urban Planning, 15, s. 39–58.
- Świeżewska K., 2011, *Mikrointerwencje jako alternatywne narzędzia rewitalizacji współczesnych miast*, [w:] S. Gzell (red.), Miasto zwarte. Problem terenów granicznych, Akapit DTP, Warszawa, s. 103–142.

- Syrkus H., 1984, *Spoleczne cele urbanizacji*, Wydawnictwo PWN, Warszawa.
- Szczepanowska H.B., 2001, *Drzewa w mieście*, Hortpress, Warszawa.
- Szulczewska B., 2001, *Sieci ekologiczne a planowanie przestrzenne*, Człowiek i Środowisko, 2, s. 167–183.
- Szulczewska B., 2002, *Teoria ekosystemu w koncepcjach rozwoju miast*, Wydawnictwo SGGW, Warszawa.
- Szulczewska B., 2009, *Plan zielonej infrastruktury: nowa moda czy rzeczywista potrzeba?*, [w:] T. Markowski, D. Drzazga (red.), System przyrodniczy w zarządzaniu rozwojem obszarów metropolitalnych, Studia KPZK PAN, 123, s. 89–96.
- Szulczewska B., Giedych R., 2010, *Ekologiczno-przestrzenne wskaźniki stosowane w planowaniu i projektowaniu terenów osiedli mieszkaniowych*, [w:] M. Kosmala (red.), Zieleń osiedlowa – stan obecny i wskazania do poprawy, Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych Oddział Toruń, Toruń, s. 9–22.
- Szulczewska B., Kaftan J. (red.), 1996, *Kształtowanie Systemu Przyrodniczego Miasta*, Instytut Gospodarki Przestrzennej i Mieszkalnictwa, Warszawa.
- Szulczewska B., Kaliszuk E., 2005, *Koncepcja systemu przyrodniczego miasta: geneza, ewolucja i znaczenie praktyczne*, Teka Komisji Urbanistyki, Architektury i Studiów Krajobrazowych PAN, 1, s. 7–24.
- Szymanowski M., 2004, *Miejska wyspa ciepła we Wrocławiu*, Studia Geograficzne, 77, Wydawnictwo Uniwersytetu Wrocławskiego, Wrocław.
- Taylor A.F., Kuo F.E., Sullivan W.C., 2001, *Coping with ADD: the surprising connection to green play settings*, Environment and Behavior, 33(1), s. 54–77.
- Taylor A.F., Wiley A., Kuo F.E., Sullivan W.C., 1998, Growing up in the inner city: green spaces as places to grow. Environment and Behavior, 30(1), s. 3–27.
- Thomas J.A., Telfer M.G., Roy D.B., Preston C.D., Greenwood J.J.D., Asher J., Fox R., Clarke R.T., Lawton J.H., 2004, *Comparative losses of British butterflies, birds, and plants and the global extinction crisis*, Science, 303, s. 1879–1881.
- Tjallingii S.P., 1995, *Ekopolis – strategies for ecologically sound urban development*, Backhuys Publishers, Leiden.
- Todea D.A., Suatean I., Coman A.C., Rosca L.E., 2013, *The effect of climate change and air pollution on allergenic potential of pollens*, Notulae Botanicae Horti Agrobotanici, 41, 2, s. 646–650.
- Tołwiński T., 1963, *Urbanistyka*, tom III, *Zieleń w urbanistyce*, Wydawnictwo PWN, Warszawa.
- Trzeciak P., 1996, *Zwycięstwo i zmierzch awangardy. Architektura lat 1900–1960*, Sztuka Świata 9, Arkady, Warszawa.
- Tyrväinen L., Pauleit S., Seeland K., De Vries S., 2005, Benefits and Uses of Urban Forests and Trees, [w:] C.C. Konijnendijk, K. Nilsson, T.B. Randrup, J. Schipperijn, (red.), Urban Forests and Trees, Springer, Berlin-Heidelberg-New York.

- Tzoulas K., Korpela K., Venn S., Yli-Pelkonen V., Kaźmierczak A., Niemena J., James P., 2007, *Promoting ecosystem and human health in urban areas using green infrastructure: a literature review*, *Landscape and Urban Planning*, 8, s. 167–178.
- Urbański P., Szpakowska B., Raszeja E., 2008, *Walory rekreacyjne zieleni Poznania*, *Nauka Przyroda Technologie, Ogrodnictwo*, 2, s. 1–9.
- Ustawa o zmianie ustawy o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym – projekt z dnia 8 marca 2010, URL: <http://www.mi.gov.pl> (dostęp 15.03.2010).
- Vickery M.L., 1995, *Gardens: the neglected habitat*, [w:] A.S. Pullin (red.), *Ecology and Conservation of Butterflies*, Chapman and Hall, London, s. 123–134.
- Vitousek P.M., Mooney H.A., Lubchenco J., Melillo J.M., 1997, *Human domination of Earth's ecosystems*, *Science*, 277, s. 494–499.
- Wallis A., 1987, *Ameryka – miasto*, Krajowa Agencja Wydawnicza, Warszawa.
- Warnaars E., Larsen A.L., Jacobsen P., Mikkelsen P.S., 1999, Hydrologic behaviour of stormwater infiltration trenches in a central urban area during 2<sup>3</sup>/<sub>4</sub> years of operations, *Water Science and Technology*, 39, s. 217–224.
- Wawer J., 1995, *Wpływ warunków pogodowych na intensywność miejskiej wyspy ciepła w Warszawie*, [w:] K. Kłysik (red.), *Klimat i bioklimat miast*, Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź, s. 71–78.
- Weber T., Wolf J., 2000, Maryland's Green Infrastructure – Using Landscape Assessment Tools to Identify a Regional Conservation Strategy, *Environmental Monitoring and Assessment*, 63, s. 265–277.
- Weiner J., 2005, *Przyroda Krakowa. Czy i jak chronić przyrodę w mieście?*, *Wszechświat*, 106, 10–12, s. 258–263.
- Wejchert K., 1984, *Elementy kompozycji urbanistycznej*, wyd. II, Arkady, Warszawa.
- Werquin A.C., Duhem B., Lindholm G., Oppermann B., Pauleit S., Tjallingii S. (red.), 2005, *Green structure and urban planning. COST Action 11. Final Report*, Office for Official Publications of the European Communities, Brussels, URL: <http://www.greenstructureplanning.eu/COSTC11-book/pdfs/a-Intro.pdf> (dostęp 30.07.2014).
- White M.P., Alcock I., Wheeler B.W., Depledge M.H., 2013, *Would you be happier living in a greener urban area? A fixed-effects analysis of panel data*, *Psychological Science*, 24, 6, s. 920–928.
- WHO, 2004, *Heat-waves: risks and responses*, Health and Global Environmental Change, Geneva.
- WHO/WMO, 2012, *Atlas of health and climate*, WMO-No 1098, WHO Press, Geneva.
- Wojtkun G., 2004, *Osiedle mieszkaniowe w strukturze miasta XX wieku*, Politechnika Szczecińska, Szczecin.

- Wolski P., Niemirski A., Szumański H., 1990, *Problematyka i metoda projektowania układów terenów otwartych miast*, [w:] Problemy ochrony i kształtowania środowiska przyrodniczego na obszarach zurbanizowanych. 2, Wydawnictwo SGGW, Warszawa, s. 175–191.
- Woods-Ballard B., Kellagher R., Martin P., Jefferies C., Bray R., Shaffer P., 2007, *The SUDS manual*, CIRIA, London.
- Wysocki C., Sikorski P., 2014, *Fitosocjologia stosowana w ochronie i kształtowaniu krajobrazu*, Wydawnictwo SGGW, Warszawa.
- Xiao Q., Mcpherson E.G., 2002, *Rainfall interception by Santa Monica's municipal urban forest*, Urban Ecosystems, 6, s. 291–302.
- Xiao Q., Mcpherson E.G., Simpson J.R., Ustin S.L., 1998, *Rainfall interception by Sacramento's urban forest*, Journal of Arboriculture, 24, s. 235–244.
- Young R.A., 2008, *Stewardship of the built environment: The emerging synergies from sustainability and historic preservation*, [w:] D. Kelbaugh, K.K. McCullough (red.), Writing Urbanism, Association of Collegiate Schools of Architecture, Routledge, London-New York, s. 57–60.
- Zachariasz A., 2007, *Nowoczesna architektura krajobrazu – współczesne parki i place*, Czasopismo Techniczne, A4, s. 207–214.
- Zachariasz A., 2012, *Parki przyszłości – o różnych koncepcjach kształtowania terenu zieleni w miastach*, Czasopismo Techniczne, A1, s. 455–462.
- Zajac A., Zajac M. (red.), 2001, *Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce*, Pracownia Chorologii Komputerowej Instytutu Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego i Fundacji dla Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków.
- Zgierski K., Szulczewska B., 2009, *Wskaźnik terenów biologicznie czynnych jako instrument kształtowania przestrzeni w miejscowych planach zagospodarowania przestrzennego M.St. Warszawy*, Biuletyn KPZK PAN, 240, s. 108–124.
- Zielona infrastruktura – zwiększanie kapitału naturalnego Europy, Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów, 2013, URL: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/PDF/?uri=CELEX:52013DC0249&from=PL> (dostęp 30.07.2014).
- Ziska L.H., Beggs P.J., 2011, *Anthropogenic climate change and allergen exposure: The role of plant biology*, Journal of Allergy and Clinical Immunology, 129, 1, s. 27–32.
- Zuziak Z., 2005, *Strefa podmiejska w architekturze miasta. W stronę nowej architektury regionu miejskiego*, [w:] P. Lorens (red.), *Problem suburbanizacji*, Biblioteka Urbanisty, 7, Warszawa, s. 17–32.

