


#zielen miejska  
#dostępność #Sentinel 2

## Tereny zielone w dużych miastach Polski. Analiza z wykorzystaniem Sentinel 2


**Wojciech Łachowski\***

Instytut Rozwoju Miast i Regionów

 ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6868-8727>  
wlachowski@irmir.pl

**Aleksandra Łęczek**

Instytut Rozwoju Miast i Regionów

 ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5024-9563>  
aleczek@irmir.pl

### Abstrakt

Tereny zieleni stanowią naturalny filtr zanieczyszczeń gazowych, w tym pyłów zawieszonych, redukując jednocześnie nadmierne ilości dwutlenku węgla w atmosferze. Ich rola w ciągu ostatnich dekad nabiera coraz większego znaczenia. Postępujące zmiany klimatu wymagają intensyfikowania działań adaptacyjnych, dlatego też badania zieleni miejskiej są tak istotne. Prowadzenie stałego monitoringu umożliwia zobrazowania satelitarne. Wykorzystując zdjęcia Sentinel 2 oraz metodę progowania wskaźnika NDVI, wyznaczyliśmy obszary pokryte roślinnością o dobrej kondycji. Dla miast powyżej 100 tysięcy mieszkańców przeanalizowaliśmy trzy wskaźniki: 1) udział terenów zieleni w całkowitej powierzchni miasta, 2) pofragmentowanie zieleni – analiza stosunku krawędzi do wnętrza terenów zieleni, 3) dostępność zieleni – udział osób z dostępem do terenów zieleni w obrębie 5 minutowego spaceru. Spośród analizowanych miast najwyższym udziałem terenów zieleni charakteryzowały się m.in.: Koszalin, Zielona Góra oraz Kielce. Najniższym stopniem zazielenienia odznaczały się natomiast Opole, Kalisz oraz Białystok. Średni udział terenów zieleni w miastach wyniósł 50%. Najbardziej spójne tereny zieleni charakteryzowały miasta Gdynię oraz Koszalin, najlepszą dostępnością do terenów zieleni natomiast mogły pochwalić się Rzeszów oraz Ruda Śląska.

© 2020 (Wojciech Łachowski and Aleksandra Łęczek) This is an open access article licensed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivs License (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).



## Wstęp

Zieleń stanowi nieodłączny element krajobrazu miasta. Jeszcze kilka dekad temu główną jej funkcją było zaspokajanie potrzeb estetycznych. Dziś planiści i specjaliści zajmujący się tematyką miejską zgodnie podkreślają jej istotną rolę w kształtowaniu wysokiej jakości przestrzeni. Jest to bowiem element niezbędny do prawidłowego funkcjonowania systemów miejskich. Zgodnie z ideą zrównoważonego rozwoju, negatywne skutki ekspansji gospodarczej i infrastrukturalnej mają być minimalizowane w celu stworzenia i utrzymania możliwości zaspokojenia podstawowych potrzeb przez przyszłe pokolenia. Dbłość o środowisko naturalne leżą u podstaw takiego rozwoju. Do czynników aktywizujących wdrażanie polityk proekologicznych w miastach zaliczyć należy także postępujące, globalne zmiany klimatyczne. Upał w miastach na przestrzeni ostatnich dekad staje się coraz bardziej dotkliwy. Jednocześnie pojawiają się dowody na jego istotny wpływ na wyższą śmiertelność w porze letniej (Graczyk i in. 2019). Obecność zieleni pomaga zmniejszyć intensywność miejskiej wyspy ciepła, będącej wynikiem współwystępowania mniejszej wilgotności powietrza, zmniejszonej siły wiatru czy specyficznych warunków radiacyjnych. Ponadto, drzewa przyczyniają się do obniżenia temperatury otoczenia w porze upałów. Tym samym, wpływają na wyższą wydajność energetyczną budynków znajdujących się w ich sąsiedztwie, polegającą na zmniejszonym zapotrzebowaniu na zużycie energii w związku z koniecznością działania klimatyzacji (Hartig i in. 2014). Aby minimalizować negatywne skutki urbanizacji – budowy dróg, osiedli, fabryk czy biurów, powstających często kosztem terenów naturalnych, stosuje się szereg rozwiązań opartych o ochronę zasobów już istniejących, jak i tworzenie nowych terenów zieleni.

Zieleń pełni także funkcję filtracyjną – jej obecność pozwala na redukcję z powietrza atmosferycznego szkodliwych gazów, np. azotu, ozonu, tlenków azotu, tlenków siarki oraz pyłów zawieszonych (PM), poprawiając jakość miejskiego powietrza (Hartig i in. 2014). Dodatkowo, obszary zieleni – a szczególnie korony drzew – przyczyniają się do wytwarzania tlenu niezbędnego dla funkcjonowania organizmów żywych. Zadrzewienia i kompleksy zieleni wpływają również na zmniejszenie ryzyka wystąpienia powodzi poprzez spowolnienie spływu powierzchniowego (Szczepanowska 2015).

Istnieje szereg powodów, dla których monitoring terenów zieleni w miastach jest tak istotny. Najnowsze zalecenia w zakresie kształtowania przestrzeni miejskich wskazują na konieczność wdrażania dwóch idei (European Commission 2018): miasta zwarte (ang. *compact city*), a jednocześnie przyjaznego do życia (ang. *liveable city*). Założeniem drugiej z nich jest kształtowanie przestrzeni,

w której mieszkańcy będą mieć łatwy dostęp do wszystkich niezbędnych usług, przy zachowaniu zagospodarowania zawierającego różne typy (ang. *mixed-use*) użytkowania ziemi, ze szczególnym uwzględnieniem terenów zieleni (Ruth, Franklin 2014). Aktualne badania wyraźnie podkreślają wpływ środowiska naturalnego (lub seminaturalnego) na redukcję odczuwanego napięcia i stresu (Hartig i in. 2014), przyczyniając się tym samym do zmniejszenia ryzyka pojawienia się depresji (Wood i in. 2017). Dodatkowo, zieleń miejska sprzyja uprawianiu sportu oraz rekreacji, co ma ogromny wpływ na zdrowie psychofizyczne (Ekkel, de Vries 2017).

Biorąc pod uwagę dostępne dane oraz zalecenia związane z kształtowaniem miasta zwarte i przyjaznego do życia, postanowiliśmy obliczyć trzy wskaźniki umożliwiające monitorowanie zieleni miejskiej: 1) udział terenów zieleni w powierzchni miasta, 2) dostępność terenów zieleni oraz 3) stopień pofragmentowania zieleni. Celem naszej pracy była zatem ocena wybranych aspektów zieleni w dużych miastach polskich z wykorzystaniem klasyfikacji zdjęć satelitarnych Sentinel 2. Analiza dla tak dużego obszaru badań umożliwiła porównanie uzyskanych wyników i obliczenie korelacji pomiędzy wskaźnikami.

## Przegląd literatury

Definicje terminu „tereny zieleni” mogą się od siebie różnić w zależności od celu ich stosowania, czy punktu widzenia bądź specjalizacji ich autorów. Czym zatem są wspomniane tereny zieleni? W polskim ustawodawstwie spotkać możemy kilka definicji. Ustawa o ochronie przyrody z dnia 16 kwietnia 2004 r. definiuje tereny zieleni jako „tereny urządzone wraz z infrastrukturą techniczną i budynkami funkcjonalnie z nimi związanymi, pokryte roślinnością, pełniące funkcje publiczne (...)” (Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody, art. 5. ust. 22.). Zgodnie z powyższym zapisem, tereny zieleni charakteryzują dwie kluczowe cechy: sposób ich zorganizowania – muszą one tworzyć spójny zespół lub kompleks, oraz ogólna dostępność czyli publiczne przeznaczenie. Wynika to z faktu, że zgodnie z rozumieniem ustawy, tereny zieleni pełnią funkcje: estetyczną, rekreacyjną, zdrowotną i osłonową. Za tereny zieleni ustawodawca nie uznaje natomiast dzikich łąk, terenów leśnych w miastach, zieleni przydomowej oraz osiedlowej. W przypadku zapisów z art. 3 ust. 1 pkt 12 ustawy z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach, definicja ta znacznie się różni (Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach). Po pierwsze, stosowany termin to nie „tereny zieleni”, ale „tereny zielone”. Za rzeczzone uznaje się wszystkie miejsca pokryte roślinnością, czyli tzw. tereny biologicznie czynne, niezależnie od ich powierzchni, pełnionych funkcji

czy dostępności. W myśl definicji, do takich terenów zaliczyć można m.in. przydomowe ogrody lub rodzinne ogródki działkowe. Inny podział terenów zieleni znajdziemy w ustawie z dnia 27 marca 2003 r. o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym oraz w załączniku nr 1 do rozporządzenia Ministra Infrastruktury z dnia 26 sierpnia 2003 r. w sprawie wymaganego zakresu projektu miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego (*Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 26 sierpnia 2003 r. w sprawie wymaganego zakresu projektu miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego*). W dokumentach tych dokonano podziału terenów pokrytych roślinnością ze względu na sposób zagospodarowania i przeznaczenie terenu, które może zostać określone w planie miejscowym. W *Rozporządzeniu* wyróżniono m.in.: 1) tereny zieleni objęte formami ochrony przyrody, zgodnie z przepisami o ochronie przyrody, 2) lasy, 3) tereny zieleni urządzonej takie jak: parki, ogrody, zieleń towarzyszącą obiektom budowlanym, zieleńce, arboreta, alpinaria, grodziska, kurhany, zabytkowe fortyfikacje, 4) tereny ogrodów działkowych. W. Czarnecki (1961) przedstawił podział terenów zieleni na 5 kategorii, biorąc pod uwagę kryterium możliwości ich wykorzystania. Wyróżnił: 1) zieleń dostępną, 2) zieleń o specjalnym przeznaczeniu, 3) zieleń towarzyszącą, 4) tereny gospodarki rolnej oraz 5) leśnej. Tereny zieleni klasyfikowane były na wiele innych sposobów m.in. według pełnionych funkcji, rangi, poziomu obsługi mieszkańców (Giedych 2005) czy też swojej użyteczności (Szumański, Niemirski 2005). Podczas definiowania terenów zieleni brano pod uwagę również miejsce jej występowania. Przykładowo, N. Kabisch i D. Haase (2013: 113) użyli terminu „tereny zieleni miejskiej” definiując te obszary jako każdą roślinność występująca w środowisku miejskim tj. parki, otwarte przestrzenie, przydomowe ogródki czy przydrożne drzewa. Tereny zieleni miejskiej monitorowane mogą być w różny sposób, w zależności od skali prowadzonych badań. W skali całego miasta ocenia się przede wszystkim kondycję roślinności (Labib, Harris 2018), powierzchnię oraz jej zmiany.

Jednym ze źródeł danych pozwalających na monitorowanie zieleni miejskiej są zobrazowania satelitarne. Obecnie wykorzystuje się przede wszystkim otwarte dane Landsat 5-8 oraz Sentinel 2. Pierwszy zestaw danych dostępny jest do bezpłatnego wykorzystania już od lat 1980., co pozwala na prowadzenie badań zieleni miejskiej w długim okresie czasowym. Przykładem mogą być badania dla miasta Mashad, gdzie dokonano analizy zmian m.in. powierzchni terenów zieleni. Badania wykazały, że powierzchnia owych terenów na przestrzeni 19 lat znacznie się zmniejszyła, co pogorszyło jakość przestrzeni publicznej (Rafiee, Salman Mahiny, Khorasa

2009). Innym przykładem były badania prowadzone dla Berlina. T. Wellmann i in. (2020) wykazali, że w stolicy Niemiec zwiększyła się całkowita powierzchnia terenów zieleni oraz wzrosło ich przestrzenne rozproszenie, przy jednoczesnym wzroście gęstości zaludnienia. Dane Landsat w badaniach zieleni miejskiej wykorzystywane były również m.in. do: 1) oceny struktury terenów zieleni (Huang, Yang, Jiang 2018), 2) ekstrakcji obiektów zielonej infrastruktury (Labib, Harris 2018), 3) mapowania wegetacji roślinności w mieście (Van De Voorde, Vlaeminck, Canters 2008), 4) analizy rozwoju przestrzennego krzewów (Suess i in. 2018). Drugi z wyróżnionych satelitów rejestruje obraz powierzchni Ziemi dopiero od 2015 r., stąd analiza w szerszym okresie czasowym nie jest możliwa. Dane Sentinel charakteryzują się większą rozdzielczością przestrzenną, dzięki czemu możliwe jest prowadzenie analiz na wyższym poziomie szczegółowości, niż w przypadku danych Landsat. Przykładem analizy zieleni miejskiej z wykorzystaniem danych Sentinel 2 są badania prowadzone dla obszaru Słowacji. M. Kopecká, D. Szatmári i K. Rosina. (2017) wykorzystując metodę klasyfikacji nadzorowanej, dokonali ekstrakcji terenów zieleni miejskiej. W wybranych słowackich miastach dominującą klasą zieleni miejskiej okazała się ta zlokalizowana w sąsiedztwie zabudowy jednorodzinnej. J. Haas i Y. Ban (2018) natomiast, dzięki klasyfikacji typów pokrycia terenu i analizie przestrzennej krajobrazu, dokonali oceny usług ekosystemowych w Pekinie. Ich badania wykazały, że na obszarach dawniej użytkowanych rolniczo w strefie podmiejskiej, powstają głównie nowe tereny zabudowane, obszary zieleni miejskiej oraz pola golfowe. Sentinel 2 wykorzystywany był także do oceny stanu roślinności w mieście, jej degradacji oraz zmian powierzchniowych poprzez analizę wskaźników, m.in. NDVI (kondycja roślinności), Cl\_green (możliwość rozróżnienia typów zieleni), The Cl\_Red Edge (ilość chlorofilu) (Addabbo i in. 2016). Do innych zastosowań Sentinel 2 należą m.in.: 1) ekstrakcja obiektów zielonej infrastruktury (Labib, Harris 2018), 2) ocena miejskiej bioróżnorodności (Haas, Ban 2015) czy 3) ocena struktury przestrzennej terenów objętych wegetacją (Krüger i in. 2018). Przydatnymi źródłami danych stosowanymi podczas monitorowania zmian powierzchni terenów zieleni są produkty pochodzące z programu Copernicus m.in.: CORINE Land Cover (CLC), Urban Atlas oraz High Resolution Layers (HRL). Pierwszy z nich zawiera informacje o klasach terenów zieleni miejskiej, zaliczając do nich m.in. parki znajdujące się między zabudowaniami mieszkaniowymi oraz skwery (*Green urban areas* 2020). Dane CLC charakteryzują się jednakże niską rozdzielczością przestrzenną, co utrudnia precyzyjny monitoring terenów zieleni miejskiej (Yılmaz 2010). Z tego

względu, CLC jest dobrym źródłem do globalnej analizy zmian typów pokrycia terenu (Brown i in. 2002; Feranec i in. 2007; Yilmaz 2010; Cegielska i in. 2018). Zbiór Urban Atlas zawiera informacje o podobnych klasach pokrycia terenu co CLC lecz MMU (ang. *minimum mapping unit*), tj. minimalna jednostka kartowania jest większa i wynosi 0,25–1 ha (European Commission 2016). Minimalna jednostka kartowania informuje o tym, jaka jest najmniejsza wielkość obiektu lub płatu pokrycia terenu podlegająca mapowaniu (Stohlgren i in. 1997). Z tego względu możliwe było wykorzystanie Urban Atlas m.in. do: 1) ekstrakcji zielonej infrastruktury (Petrișor 2015), 2) wyznaczenia stref dostępności do terenów zieleni (Kabisch i in. 2016), 3) badania struktury przestrzennej krajobrazu (Prastacos, Lagarias, Chrysoulakis 2017). Najmłodszym z wymienionych produktów programu Copernicus jest HRL. W jego ramach możliwa jest analiza terenów zieleni miejskiej z podziałem na tereny leśne czy niewielkie płyty zadrzewień (ang. *small woody features*) (Fraucqueur i in. 2019). Dane te umożliwiają monitoring m.in. otwartych i zamkniętych terenów zieleni znajdujących się w miastach (Jupová i in. 2017). Stały monitoring terenów zieleni miejskiej prowadzi też Główny Urząd Statystyczny [GUS] (*BDL GUS*). Na podstawie badań ankietowych, GUS zbiera informacje o powierzchni i udziale terenów zieleni miejskiej rozumianych jako parki, zieleńce oraz zieleń osiedlową. Ponadto, GUS prowadzi odrębny rejestr powierzchni leśnych na terenie gmin.

Jak wspomnieliśmy wyżej, otwarte dane satelitarne umożliwiają obliczanie różnego typu wskaźników odpowiednich dla monitorowania terenów zieleni. NDVI, mówiący o kondycji roślinności (ang. *normalized difference vegetation index*) jest powszechnie stosowany jako jeden z pierwszych etapów w klasyfikacji zdjęć satelitarnych (Rouse i in. 1974). Jest on szczególnie szeroko stosowany w monitoringu terenów zieleni. Dzięki niemu możliwe jest m.in. rozpoznawanie typów użytków zielonych (Kosiński, Kozłowska 2003), pomiar zmian powierzchni różnych klas pokrycia terenu (Aburas i in. 2015), pomiar zmian powierzchni zielonych w obszarach miejskich (Ahmad i in. 2014), ocena struktury powierzchni objętych roślinnością w mieście (Krüger i in. 2018) czy ekstrakcja terenów zielonej infrastruktury (Labib, Harris 2018). Wyodrębnione spośród innych typów użytkowania tereny zieleni podlegać mogą dalszym analizom np. ocenie dostępności. N. Kabisch i in. (2016) przeanalizowali miasta europejskie, biorąc pod uwagę typy pokrycia terenu oraz gęstość zaludnienia. Wyniki wskazują na lepszą dostępność terenów zieleni w miastach, które leżą w krajach o dużej lesistości np. Szwecji czy Norwegii. Zdaniem autorów, wskaźnik dostępności do terenów zieleni jest ważnym elementem pozwalającym na ocenę systemu interakcji

społeczno-ekologicznych w mieście. V. Žlender i C. Ward Thompson (2017) ocenili natomiast dostępność seminaturalnych terenów zieleni znajdujących się w bliskiej strefie podmiejskiej. Okazało się, że istotnym czynnikiem wpływającym na dostępność wybranych obszarów była obecność zielonych korytarzy umożliwiających swobodne przemieszczanie się ze strefy zieleni urządzonej w mieście do terenów seminaturalnych w strefie podmiejskiej. Innym czynnikiem umożliwiającym monitoring i ocenę terenów zieleni w miastach jest ich struktura przestrzenna. Koncepcja miasta przyjaznego do życia zakłada, że lepsze z punktu widzenia mieszkańców są ogólnodostępne, otwarte tereny zielone cechujące się dużym rozproszeniem (Komisja Europejska 2018). C. Huang, J. Yang i P. Jiang (2018) przeanalizowali trzy metryki przestrzenne (powierzchnia obwodu obszaru zieleni, gęstość dróg, wskaźnik złożoności terenu) umożliwiające ocenę struktury tychże terenów. Okazało się, że miasta o dużej gęstości dróg charakteryzują się mniejszą całkowitą powierzchnią terenów zieleni, a ich struktura jest bardziej rozdrobniona. P. Prastacos, A. Lagarias i N. Chrysoulakis (2017) dokonali natomiast analizy struktury przestrzennej wybranych typów pokrycia terenu na przykładzie Grecji. W swoich badaniach obliczyli m.in. wskaźnik *patch density* mówiący o ogólnym pofragmentowaniu krajobrazu. Kompleksowe podejście do analizy struktury przestrzennej krajobrazu przedstawił K. McGarigal (2015). Wyznaczone przez niego wskaźniki umożliwiają ocenę rozproszenia, rozmieszczenia, gęstości oraz odległości wybranych komponentów krajobrazu.

## Metody

Do wyodrębnienia terenów zieleni wykorzystano metodę klasyfikacji obrazów satelitarnych. Zdjęcia pochodziły z misji Sentinel 2 z okresu letniego w 2018 i 2019 r. Dane wytworzone zostały w ramach programu Copernicus przez Europejską Agencję Kosmiczną (ESA). Zdjęcia optyczne po korekcji radiometrycznej pozyskaliśmy za pośrednictwem portalu SciHub w formacie .JP2, który przetworzyliśmy do postaci plików rastrowych .GeoTIFF. Sentinel 2 w zakresie pasm światła widzialnego oraz bliskiej podczerwieni charakteryzuje się 10 metrową rozdzielczością przestrzenną (European Space Agency 2013). W analizie wykorzystaliśmy kanał 4 (w zakresie światła widzialnego czerwonego) oraz 8 (bliska podczerwień), które umożliwiły obliczenie wskaźnika NDVI. Drugim wykorzystanym zbiorem była poddana geokodowaniu do punktów adresowych baza danych ludnościowych PESEL. Do każdego punktu adresowego przyporządkowana została liczba osób, które były zameldowane pod danym adresem. Kolejnym wykorzystanym w pracy zestawem danych była baza Open Street Map w zakresie



połączeń pieszych. Dane te wykorzystaliśmy do obliczenia dostępności przestrzennej terenów zieleni. Analizie poddano 38 dużych miast Polski. Według GUS, miasto duże zamieszkuje minimum 100 tys. mieszkańców.

Do ekstrakcji terenów zieleni wykorzystano wskaźnik pozwalający na pomiar kondycji roślinności – NDVI. Przyjmuje on wartości od – 1 do 1, gdzie wartości powyżej zera to obszary biologicznie czynne (Rouse i in. 1974). Obliczany jest on według poniższego wzoru:

$$\text{NDVI} = (\text{NIR-Red}) / (\text{NIR+Red})$$

gdzie:

NIR – zobrazowanie satelitarne z zakresu bliskiej podczerwieni

Red – zobrazowanie satelitarne z zakresu światła widzialnego czerwonego

Do wyodrębnienia terenów zieleni wykorzystaliśmy progowanie (ang. *thresholding*) NDVI. Za wartość progową przyjęliśmy 0,6. Dzięki progowaniu wyszczególniliśmy obszary charakteryzujące się dobrą kondycją zieleni (Hogrefe i in. 2017; Labib, Harris 2018), niezależnie od tego czy były to parki, lasy, przydomowe ogródki czy zieleń między blokami mieszkalnymi. Takie podejście może rzucić nowe światło na monitoring terenów zieleni w miastach, które do tej pory monitorowane były głównie z perspektywy występowania lasów oraz terenów zieleni zorganizowanej (GUS – Bank Danych Lokalnych 2020).

Pierwszy z obliczonych wskaźników był iloczynem sumy powierzchni terenów zieleni o dobrej kondycji oraz powierzchni miasta. Warto zaznaczyć, że pod uwagę brane były wszystkie powierzchnie biologicznie czynne o wartościach teledetekcyjnego wskaźnika wegetacji NDVI > 0,6 (Krüger i in. 2018: 6). Oznacza to, że do terenów zieleni zakwalifikowały się lasy, gęste zakrzewienia i bujne łąki. Nie były natomiast brane pod uwagę pola uprawne czy obszary z odsłoniętą glebą. Wskaźnik przyjmuje wartości od 0 do 100%.

Druga metryka dotyczyła struktury przestrzennej terenów zieleni. W celu jej obliczenia konieczne było wyodrębnienie z terenów zieleni obszarów tzw. wnętrza (ang. *core*) i krawędzi (ang. *edge*). Krawędź to obszar znajdujący się na brzegach płatów zaliczanych do zieleni. Na potrzeby niniejszej analizy jego szerokość ustalono na 10 m. Wnętrze natomiast to cały obszar znajdujący się wewnątrz, poza terenami wliczonymi do krawędzi (Tian, Jim, Wang 2014). Zatem im mniejszy jest obiekt, tym proporcjonalnie większą powierzchnię zajmowała będzie krawędź w stosunku do wnętrza. Powyższy wskaźnik jest prostą metryką pozwalającą na obliczenie stopnia pofragmentowania wybranych płatów krajobrazu. Im więcej mniejszych płatów zieleni, tym więcej obszarów stanowiących krawędź (zewnątrzny obszar kompleksu zieleni) a mniej obszarów stanowiących wnętrza takiego

kompleksu (Rego i in. 2019). Wartość wskaźnika równa 1 świadczy o równowadze między krawędzią a wnętrzem. Wartości powyżej 1 świadczą o bardzo dużym rozdrobnieniu terenów zieleni, natomiast poniżej 1 o bardziej zwartej strukturze opartej o większe płaty zieleni (McGarigal, Marks 2008).

Trzeci wskaźnik, który wykorzystaliśmy w analizie związany był z dostępem mieszkańców do terenów zieleni. Aby go obliczyć, w pierwszej kolejności przygotowaliśmy model sieciowy połączeń komunikacyjnych dostępnych dla pieszych tj. chodników, ścieżek, schodów oraz dróg samochodowych z wyłączeniem autostrad i dróg ekspresowych. W kolejnym kroku przygotowaliśmy punkty reprezentujące miejsca ich przecięcia z terenami zieleni wysokiej jakości większymi niż 1 ha. W kolejnym kroku od punktów tych wyznaczyliśmy strefy, do których możliwe było dojsię z wspomnianych punktów w czasie 5 minut lub mniejszym. Na końcu zsumowaliśmy liczbę osób, która zamieszkiwała te obszary. Zgodnie z przyjętą metodologią, o dostępności terenów zieleni w mieście świadczy odsetek osób zamieszkujących wyznaczone strefy w sumie wszystkich mieszkańców miasta. Wskaźnik przyjmować może zatem wartości od 0 do 100%. Przyjęty 5-minutowy czas dojsięcia wynika z przeciętnej prędkości poruszania się człowieka. Osoba poruszająca się z prędkością 5–6 km/h (Choi, Galea 2014) jest w stanie w czasie 5 minut pokonać dystans około 500 m. Jest to odległość, która nie stanowi większej przeszkody w przemieszczaniu się dzieci, osób starszych a także większości osób poruszających się na wózku inwalidzkim. Krótko mówiąc – dystans ten możliwy jest do pokonania pieszo prawie przez wszystkich.

Uzyskane wyniki oraz wybrane charakterystyki miasta (powierzchnia, liczba ludności, gęstość zaludnienia) poddane zostały analizie korelacji, dzięki której wskazaliśmy związki między wyznaczonymi wskaźnikami. Wyniki dotyczące udziału terenów zieleni w powierzchni miasta porównaliśmy dodatkowo z informacjami zbieranymi przez GUS w ramach swojej działalności statutowej.

## Wyniki

Pierwszym z obliczonych w pracy wskaźników był udział terenów zieleni (UTZ) w całkowitej powierzchni miasta (Ryc. 1.). Średni UTZ w polskich miastach wyniósł 52% (Tab. 1.).

Najwyższym udziałem zieleni w powierzchni miasta charakteryzowały się: Koszalin (70%), Zielona Góra (67,5%), Kielce (66,8%), Dąbrowa Górnicza (63,4%) oraz Bielsko-Biała (62,9%). Najniższymi wartościami odznaczały się natomiast: Opole (25,2%), Kalisz (28,1%), Białystok (35,1%), Lublin (36%), Gdańsk (40,1%) oraz

TAB. 1.

Podstawowe wartości statystyczne opisujące wskaźniki charakteryzujące tereny zieleni na obszarze badań

Wskaźnik	Średnia	Mediana	Minimum	Maksimum
Udział zieleni w powierzchni miasta	52%	53,5%	25%	70%
Pofragmentowanie zieleni	0,3	0,3	0,12	0,55
Dostępność zieleni	50%	53,5%	3%	78%

Źródło: opracowanie własne na podstawie Sentinel 2, Open Street Map, PESEL

Wrocław (40,9%). Największe polskie miasta tj. Kraków i Warszawa charakteryzowały się wartościami udziału terenów zieleni powyżej średniej krajowej (Ryc. 1, Tab. 2.).

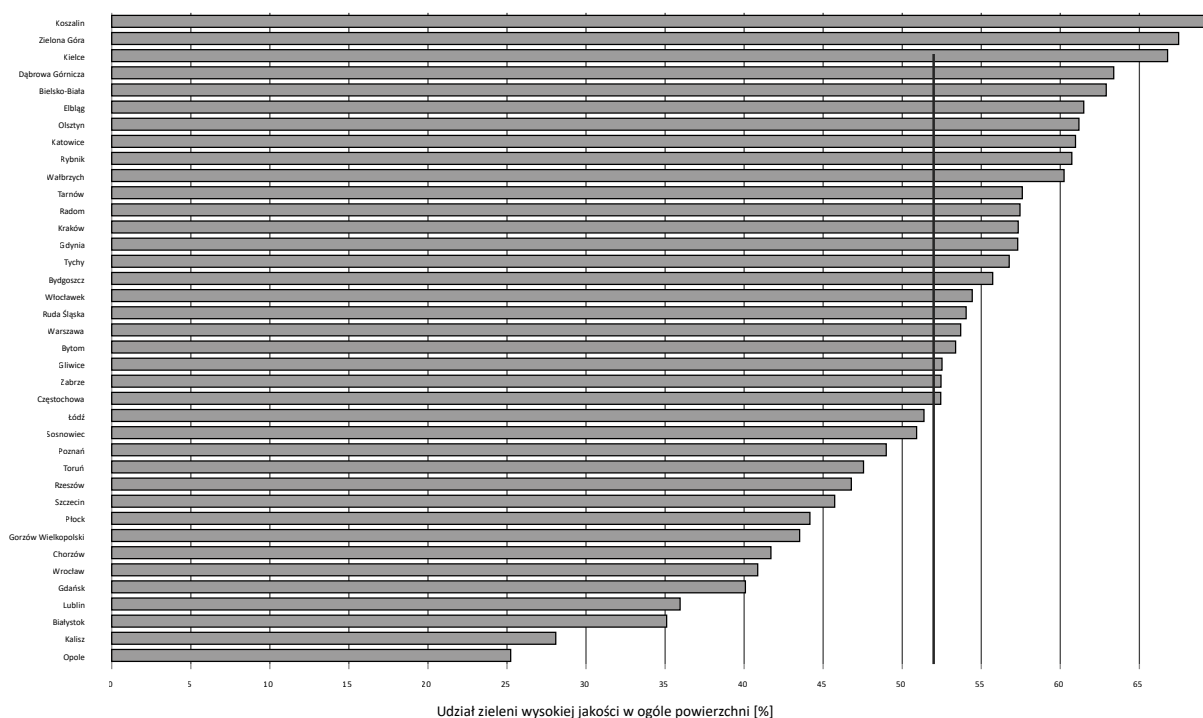
Kolejnym obliczonym wskaźnikiem był stopień pofragmentowania zieleni wyrażony stosunkiem krawędzi do wnętrza płatów krajobrazu reprezentujących roślinność (Ryc. 2., Tab. 2.). Średnia wartość wskaźnika na badanym obszarze wyniosła 0,3 (Tab. 1.). Najwyższym stopniem pofragmentowania charakteryzowały się miasta takie jak: Kalisz (0,55), Opole (0,4), Wrocław (0,39), Lublin (0,39), Łódź (0,34) oraz Gorzów Wielkopolski (0,34). Najbardziej spójną strukturą terenów zieleni odznaczały się: Gdynia (0,12), Kalisz (0,12), Zielona Góra (0,13), Katowice (0,15), Elbląg (0,15) oraz Dąbrowa Górnicza (0,16).

Trzeci obliczony wskaźnik związany był z dostępnością czasową terenów zieleni o powierzchni powyżej 1 ha (Ryc. 3., Tab. 2.). Średnia wartość udziału procen-

towego osób z dostępem do terenów zieleni w obrębie 5 minut pieszo wyniosła 50% (Tab. 1.). Najlepszą dostępnością charakteryzowały się miasta: Rzeszów (77,9%), Ruda Śląska (75,7%), Olsztyn (72,6%), Koszalin (70,3%), Kraków (65,7%) oraz Wałbrzych (65,4%). Najmniej dostępne tereny zieleni występowały natomiast w Opolu (3%), Elblągu (14,5%), Kaliszu (20,2%), Białymstoku (23,9%), Chorzowie (28,1%) oraz Tychach (33,9%).

Każdy z obliczonych wskaźników pozwala na ocenę innego aspektu zieleni miejskiej. Okazało się, że tylko 2 spośród 38 wszystkich analizowanych miast, wyróżniały się wartościami powyżej średniej w każdej z przedstawionych metryk. Miastami tymi były Kraków oraz Radom (Tab. 2.).

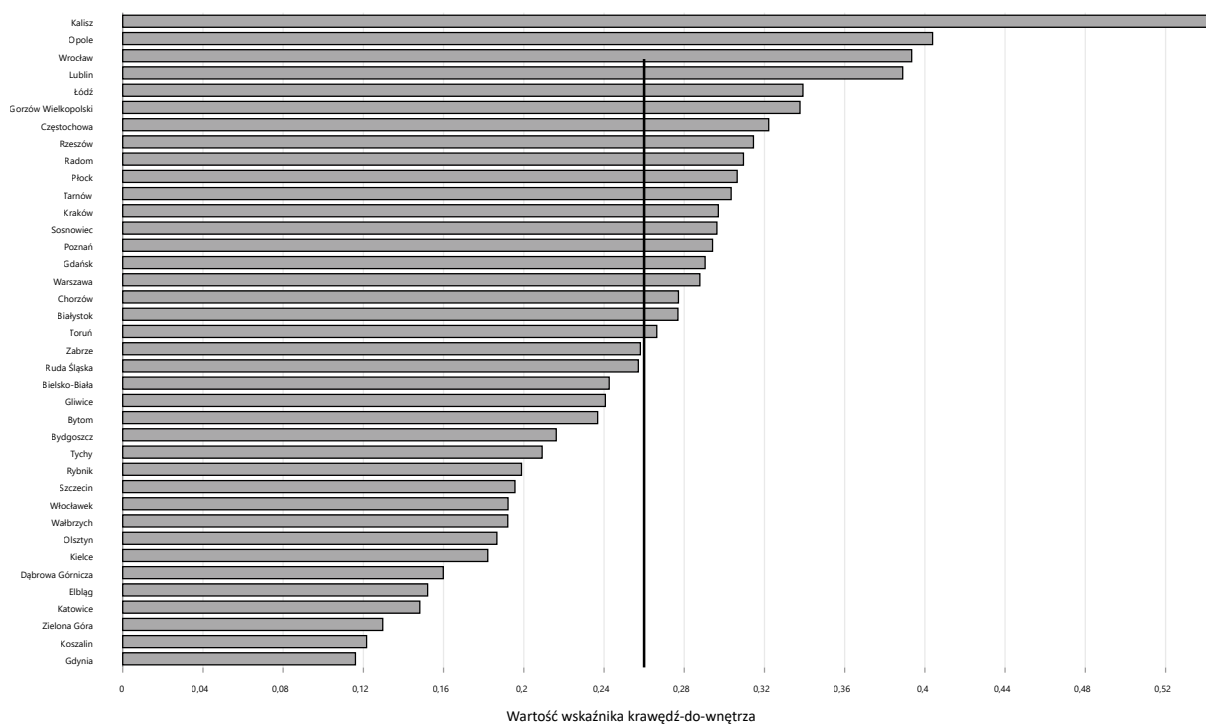
Istotną miarą pozwalającą na interpretację wyników jest współczynnik korelacji pomiędzy wskaźnikami (Tab. 3.). Okazuje się, że całkowity udział terenów zieleni w powierzchni miasta jest silnie skorelowany z jej po-



Ryc. 1.

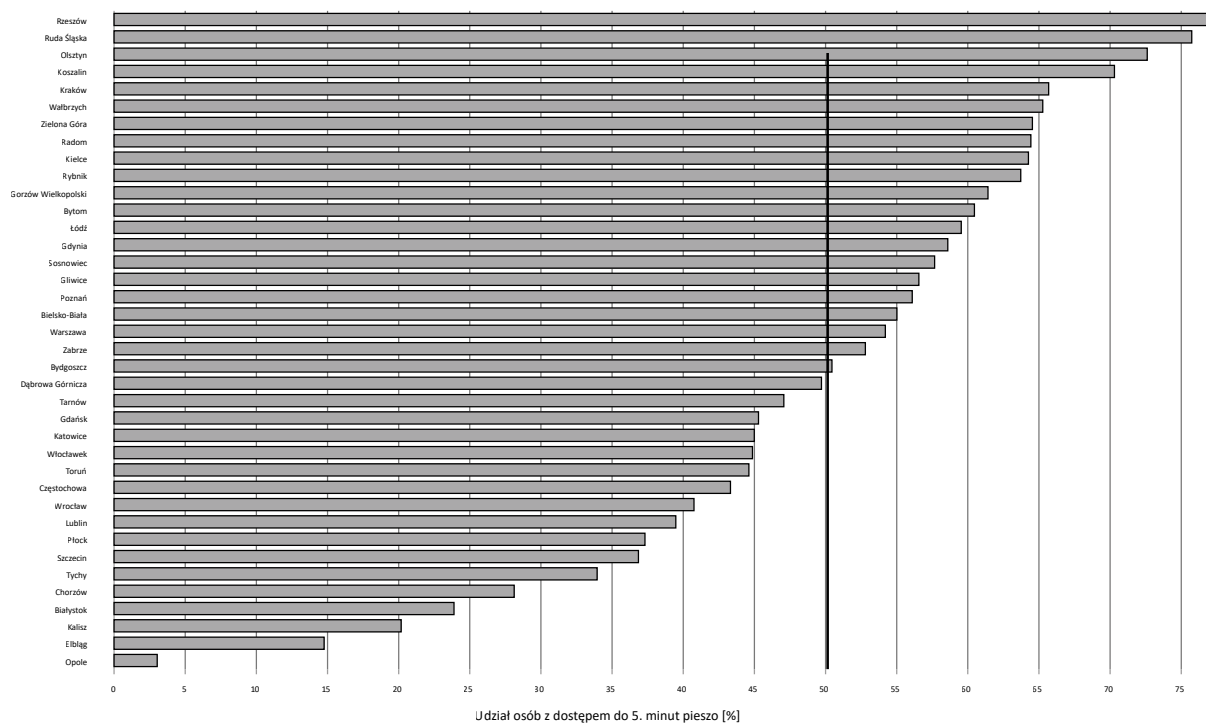
Udział procentowy zieleni w powierzchni dużych miast Polski w 2019 r.

Źródło: opracowanie własne na podstawie Sentinel 2

**Ryc. 2.**

Wskaźnik pofragmentowania zieleni (stosunek krawędzi do wnętrza zieleni) w dużych miastach Polski w 2019 r.

Źródło: opracowanie własne na podstawie Sentinel 2

**Ryc. 3.**

Wskaźnik dostępności zieleni w dużych miastach Polski w 2019 r.

Źródło: opracowanie własne na podstawie Sentinel 2, Open Street Map oraz PESEL

**TAB. 2.**

Wartości wskaźników służących monitorowaniu zieleni dla polskich dużych miast w 2019 r.

Miasto	Liczba mieszkańców (zarejestrowani na pobyt stały)	Powierzchnia miasta [ha]	Gęstość zaludnienia	Powierzchnia terenów zieleni wysokiej jakości [ha]	Udział zieleni wysokiej jakości w powierzchni miasta w %	Wskaźnik krawędź-wnętrze	Udział mieszkańców z dostępem do zieleni wysokiej jakości ≤5 min. pieszo w %
Białystok	297459	10218	2911	3587	35,1	0,28	23,9
Bielsko-Biała	171259	12427	1378	7818	62,9	0,24	55,0
Bydgoszcz	350178	17576	1992	9794	55,7	0,22	50,5
Bytom	166795	6938	2404	3704	53,4	0,24	60,5
Chorzów	108434	3327	3259	1387	41,7	0,28	28,1
Częstochowa	222292	15950	1394	8363	52,4	0,32	43,3
Dąbrowa G.	120259	18847	638	11945	63,4	0,16	49,7
Elbląg	120142	7971	1507	4901	61,5	0,15	14,8
Gdańsk	466631	26159	1784	10484	40,1	0,29	45,3
Gdynia	246309	13496	1825	7734	57,3	0,12	58,6
Gliwice	179806	13369	1345	7022	52,5	0,24	56,6
Gorzów Wlkp.	123921	8574	1445	3731	43,5	0,34	61,4
Kalisz	100975	6928	1457	1946	28,1	0,55	20,2
Katowice	294510	16452	1790	10030	61,0	0,15	45,0
Kielce	195774	10953	1787	7316	66,8	0,18	64,3
Koszalin	107321	9828	1092	6842	69,6	0,12	70,3
Kraków	771069	32643	2362	18716	57,3	0,30	65,7
Lublin	339682	14747	2303	5302	36,0	0,39	39,5
Łódź	685285	29285	2340	15047	51,4	0,34	59,5
Olsztyn	172362	8822	1954	5397	61,2	0,19	72,6
Opole	128137	14884	861	3757	25,2	0,40	3,0
Płock	120000	8792	1365	3883	44,2	0,31	37,3
Poznań	536438	26167	2050	12820	49,0	0,29	56,1
Radom	213029	11170	1907	6417	57,5	0,31	64,4
Ruda Śląska	138000	7753	1780	4190	54,0	0,26	75,7
Rybnik	138696	14808	937	8992	60,7	0,20	63,7
Rzeszów	191564	12037	1591	5631	46,8	0,31	77,9
Sosnowiec	202036	9105	2219	4635	50,9	0,30	57,7
Szczecin	402465	30082	1338	13756	45,7	0,20	36,8
Tarnów	109062	7231	1508	4164	57,6	0,30	47,1
Toruń	202074	11556	1749	5495	47,6	0,27	44,6
Tychy	127831	8169	1565	4638	56,8	0,21	33,9
Wałbrzych	112594	8464	1330	5099	60,2	0,19	65,3
Warszawa	1777972	51672	3441	27748	53,7	0,29	54,2
Wrocław	640648	29254	2190	11953	40,9	0,39	40,8
Zabrze	173374	8031	2159	4213	52,5	0,26	52,8
Zielona Góra	140297	27833	504	18784	67,5	0,13	64,5

Źródło: opracowanie własne na podstawie Sentinel 2, Open Street Map, PESEL



fragmentowaniem. Korelacja ta jest ujemna. Oznacza to, że im wyższy był udział terenów zieleni w powierzchni miasta, tym zielen ta była mniej pofragmentowana i stanowiła jednolitą strukturę. Przykładem miast o takich cechach były m.in.: Kielce, Bielsko-Biała, Katowice czy Gdynia. Do miast cechujących się wysokim stopniem pofragmentowania zieleni przy jednoczesnym jej wysokim udziale (powyżej średniej) zaliczyć można m.in.: Kraków, Tarnów oraz Częstochowę. Silną korelacją charakteryzują się również zmienne: dostępność terenów zieleni oraz udział terenów zieleni w powierzchni miasta. Wartość współczynnika korelacji wyniosła w tym przypadku 0,61. Oznacza to, że znaczna część miasta cechująca się wysokim udziałem powierzchniowym roślinności, posiada łatwo dostępne dla mieszkańców tereny zieleni. Do takich miast zaliczymy m.in.: Koszalin, Kraków, Zieloną Górę czy Rybnik. Przykładami miast, w których odnotowano dobrą dostępność, przy udziale zieleni poniżej średniej były: Rzeszów, Gorzów Wielkopolski, Sosnowiec i Poznań. Warto zwrócić uwagę, że wysoki udział zieleni w powierzchni miasta nie zawsze oznacza

jej dobrą dostępność, czego przykładem są miasta takie jak: Elbląg, Katowice, Dąbrowa Górnicza, Tarnów czy Tychy.

Porównanie wartości wskaźników monitorowanych przez GUS oraz wyników niniejszych analiz wykazało znaczne rozbieżności w szacowanych powierzchniach terenów zieleni (Tab. 4.). Średni udział terenów zieleni w miastach według naszych badań był dwukrotnie wyższy, niż w przypadku sumy udziału obszarów zieleni urządzonej oraz lasów wg GUS. Najwyższymi wartościami wskaźnika charakteryzowały się miasta takie jak: Zielona Góra, Gdynia, Katowice, Koszalin, Bydgoszcz, Wałbrzych, Rybnik oraz Tychy. Każde z wymienionych miast znalazło się w grupie jednostek o wartościach wskaźnika udziału zieleni powyżej średniej. Warto również zwrócić uwagę na przykłady: Tarnowa, Radomia i Krakowa. Według GUS, jednostki te zaliczają się do miast o niskim udziale procentowym terenów zieleni – mniejszym niż 15%. W przypadku naszych analiz, miasta te odznaczały się prawie czterokrotnie wyższymi wartościami.

Tab. 3.  
Wskaźnik korelacji R-Pearsona dla wskaźników oraz wybranych charakterystyk miasta

	Liczba miesz- kańców (zare- jestrowani na pobyt stały)	Powierzchnia miasta [ha]	Gęstość zaludnienia	Powierzchnia terenów zieleni wysokiej jakości [ha]	Udział zieleni wysokiej jakości w powierzchni miasta	Wskaźnik krawędź- wnętrze	Udział mieszkańców z dostępem do zieleni wysokiej jakości ≤5min. pieszo
Liczba miesz- kańców (zare- jestrowani na pobyt stały)	1,00						
Powierzchnia miasta [ha]	0,87	1,00					
Gęstość zaludnienia	0,58	0,22	1,00				
Powierzchnia terenów zieleni wysokiej jakości [ha]	0,81	0,95	0,15	1,00			
Udział zieleni wysokiej jakości w powierzchni miasta	-0,07	0,01	-0,26	0,27	1,00		
Wskaźnik krawędź- wnętrze	0,17	0,06	0,25	-0,15	-0,80	1,00	
Udział mieszkańców z dostępem do zieleni wysokiej jakości <5min. pieszo	0,08	0,09	-0,03	0,25	0,61	-0,35	1,00

**TAB. 4.**  
Udział terenów zieleni wg GUS oraz na podstawie przeprowadzonych badań

Miasto	Udział zieleni urządzonej wg GUS [%]	Udział lasów wg GUS [%]	Łączny udział lasów i terenów zieleni urządzonej wg GUS [%]	Udział zieleni wysokiej jakości w powierzchni miasta wg niniejszych badań [%]
Białystok	4,8	17,99	22,79	35,1
Bielsko-Biała	1,9	24,84	26,74	62,9
Bydgoszcz	7,6	27,70	35,30	55,7
Bytom	5,0	19,74	24,74	53,4
Chorzów	20,9	6,86	27,76	41,7
Częstochowa	3,0	3,93	6,93	52,4
Dąbrowa Górnicza	2,4	24,45	26,85	63,4
Elbląg	2,3	26,38	28,68	61,5
Gdańsk	3,4	17,30	20,70	40,1
Gdynia	2,2	44,07	46,27	57,3
Gliwice	3,2	11,06	14,26	52,5
Gorzów Wielkopolski	4,7	4,33	9,03	43,5
Kalisz	2,4	5,85	8,25	28,1
Katowice	3,4	39,88	43,28	61,0
Kielce	2,9	20,92	23,82	66,8
Koszalin	2,0	34,97	36,97	69,6
Kraków	5,8	4,26	10,06	57,3
Lublin	5,3	11,15	16,45	36,0
Łódź	5,7	8,96	14,66	51,4
Olsztyn	4,0	21,14	25,14	61,2
Opole	2,1	10,25	12,35	25,2
Płock	3,1	5,00	8,10	44,2
Poznań	3,9	13,74	17,64	49,0
Radom	4,0	6,87	10,87	57,5
Ruda Śląska	4,1	19,86	23,96	54,0
Rybnik	1,2	30,59	31,79	60,7
Rzeszów	13,4	3,02	16,42	46,8
Sosnowiec	5,0	15,82	20,82	50,9
Szczecin	1,8	16,90	18,70	45,7
Tarnów	1,8	3,99	5,79	57,6
Toruń	3,4	24,68	28,08	47,6
Tychy	4,6	26,88	31,48	56,8
Wałbrzych	2,2	30,53	32,73	60,2
Warszawa	6,4	14,16	20,56	53,7
Włocławek	1,6	24,15	25,75	54,4
Wrocław	5,2	7,64	12,84	40,9
Zabrze	4,4	11,53	15,93	52,5
Zielona Góra	0,8	53,07	53,87	67,5

Źródło: opracowanie własne na podstawie Sentinel 2, Open Street Map, PESEL oraz BDL GUS

## Dyskusja

Uzyskane podczas badań wyniki pokazują bardzo duże zróżnicowanie między miastami w zakresie wartości analizowanych wskaźników. Najlepiej ocenione powinny być miasta z wysokim udziałem terenów zieleni w powierzchni miasta. Z punktu widzenia oczyszczania miasta i reduk-

cji miejskiej wyspy ciepła, najkorzystniejszą sytuacją jest duży udział powierzchniowy terenów zieleni wysokiej jakości (Soltani, Sharifi 2017). Przykładem miasta o wysokim udziale terenów zieleni jest Koszalin, który swoimi granicami obejmuje rozległe tereny leśne, znajdujące się zarówno we wschodniej jak i zachodniej części jednost-

ki. Zasoby zieleni wzbogacają także parki miejskie zlokalizowane w centrum miasta tj. Park Kościuszki i Park Książąt Pomorskich. Innym przykładem jest Zielona Góra, gdzie wysoki udział zieleni jest konsekwencją obecności dwóch elementów. Pierwszym z nich jest las znajdujący się w każdej, poza centralną, części miasta. Stanowi on swego rodzaju pierścień wokół zurbanizowanego centrum. Drugim powodem, dla którego Zielona Góra jest tak zielona, są liczne, usytuowane w centrum miasta parki, np.: Park Tysiąclecia, Park Winny czy Park Świętej Trójcy. Jednakże, według GUS, tylko 3,7% powierzchni miasta pokryta jest zielenią. Podsumowując uzyskane wyniki w zakresie udziału terenów zieleni, miastami charakteryzującymi się wysokimi wartościami wskaźnika były przede wszystkim jednostki, w granicach których znajdują się np. lasy miejskie czy rozległe obszary zabudowy jednorodzinnej, gdzie przy niemal każdym domu znajduje się ogródek. Wyniki dla dużych miast polskich są w tym zakresie zbliżone do tych uzyskanych przez M. Kopecką, D. Szatmári i K. Rosinę (2017). Zielień zlokalizowana przy zabudowie mieszkaniowej jednorodzinnej była największym powierzchniowo typem zieleni w analizowanych przez wspomnianych autorów wybranych miastach słowackich. Potwierdza to, że nie tylko w Polsce, znaczą część zieleni miejskiej stanowi roślinność przydomowych ogródków.

Jak już wspominaliśmy, uzyskane wyniki w zakresie udziału terenów zieleni w powierzchni miast znacznie odbiegają od badań prowadzonych przez GUS. Fundamentalną przyczyną tej rozbieżności jest odmienne zdefiniowanie pojęcia terenów zieleni. Według GUS, tereny zieleni to przede wszystkim tereny urządzone, posiadające infrastrukturę techniczną, w szczególności: parki, zieleńce, ogrody botaniczne oraz cmentarze. Lasy z kolei, nie posiadają nawet własnej definicji (Główny Urząd Statystyczny 2020). W przypadku naszych badań, jako zielen zdefiniowaliśmy wszystkie obszary biologicznie czynne, o wartości wskaźnika NDVI powyżej 0,6. Na uzyskane wyniki wpływ mają także źródła danych. GUS pozyskał informacje o powierzchni terenów zielonych na podstawie prowadzonych w urzędach miejskich badań ankietowych i corocznych sprawozdań. Nasza analiza natomiast oparta była o klasyfikację obrazów satelitarnych.

Drugą wyznaczoną w ramach pracy miarą był wskaźnik pofragmentowania zieleni – stosunek sumy powierzchni krawędzi płatów zieleni miejskiej do sumy powierzchni ich wnętrza. Jest on jednym z najprostszych w interpretacji mierników wykorzystywanych w analizie struktury przestrzennej krajobrazu (Rego i in. 2019). Wysoki poziom pofragmentowania zieleni często charakteryzuje tereny o zagospodarowaniu typu *mixed-use* (Ruth, Franklin 2014). Typ zagospodarowania oparty o zróżnicowane użytkowanie ziemi na obszarach zurbanizowanych wiąże się

bezpośrednio z ideą miasta przyjaznego do życia (Komisja Europejska 2018). Miasta, dla których odnotowano wysokie wartości wskaźnika, spełnianą zatem w pewnym stopniu te założenia. Monitorowanie terenów zieleni w miastach za pomocą metryk struktury przestrzennej krajobrazu było przedmiotem wielu badań. C. Huang, J. Yang i P. Jiang (2018) wykonali m.in. analizę gęstości płatów zieleni i obliczyli wskaźnik jej rozdrobnienia. Ich badania pozwoliły na porównanie struktury zieleni miast chińskich z innymi, znajdującymi się w m.in. w Europie (Dobbs, Nitschke, Kendal 2017). Ogromnym atutem wskaźnika pofragmentowania jest prostota jego obliczenia – w przyszłości jednak, konieczne będzie przeprowadzenie nieco bardziej zaawansowanych badań, pozwalających na zwiększenie możliwości porównawczych i interpretacyjnych wyników. Duże miasta w Polsce, charakteryzujące się znacznym udziałem terenów zieleni, odznaczały się z reguły mniejszym jej pofragmentowaniem. P. Prastacos, A. Lagarias i N. Chrysoulakis (2017) wykazali podobną zależność. Badane miasta greckie charakteryzujące się mniejszym udziałem powierzchniowym terenów zieleni cechowały się większym ich rozdrobnieniem. Dużym miastem o najbardziej pofragmentowanej strukturze terenów zieleni w Polsce jest Kalisz. W granicach administracyjnych miasta występuje tylko jeden duży, zwarty kompleks zieleni. Jest nim las we wschodniej części miasta. Ponadto, Kalisz charakteryzuje się zwartą jak na polskie uwarunkowania, strukturą zabudowy. Uniemożliwia ona tworzenie nowych terenów zieleni o znacznej powierzchni. Kolejnym czynnikiem wpływającym na wysoką wartość współczynnika pofragmentowania, jest nieciągła struktura terenów zieleni urządzonej. Większe tereny zieleni zorganizowanej w mieście (np.: Planty, Park Miejski, Park Przyjaźni) nie stanowią ciągłych kompleksów, lecz podzielone są przez liczne alejki, ulice, czy nawet kanały. Dodatkowo, znaczną powierzchnię miasta zajmują osiedla z tzw. „wielkiej płyty”. Charakteryzują się one występowaniem licznych, lecz niewielkich terenów zieleni urządzonej. Miastem o najmniej rozdrobnionej strukturze terenów zieleni jest Gdynia. Wynika to z obecności w jej granicach znacznych rozmiarów obszarów leśnych zajmujących wg GUS prawie 45% powierzchni miasta. Analizując powyższe wyniki, można wskazać również wadę zastosowanego wskaźnika. Mianowicie, występowanie dużych kompleksów zieleni ma ogromny wpływ na wartości, jakie on przyjmuje. Jeśli chcielibyśmy w przyszłości wykorzystać wskaźnik w badaniu miasta przyjaznego do życia, należałoby dokonać obliczeń tylko dla terenów zurbanizowanych.

Ostatnim obliczonym w ramach badań wskaźnikiem była dostępność czasowa terenów zieleni. Badania w tym zakresie dla wybranych miast europejskich prowadzili m.in. N. Kabisch i in. (2016). Autorzy w swej analizie wzięli pod uwagę przede wszystkim gęstość zaludnienia oraz typ

pokrycia terenu. Nasza analiza przeprowadzona została na znacznie wyższym poziomie szczegółowości, ponieważ dane ludnościowe nie były zagregowane do siatki kwadratów, a przyporządkowane do konkretnych punktów adresowych. Wykorzystanie modelu sieciowego dróg pieszych oraz precyzyjnych danych ludnościowych pozwoliło na wskazanie dokładnego czasu dojścia do terenów zieleni z poszczególnych adresów zameldowania każdego mieszkańca we wszystkich analizowanych miastach. N. Kabisch i in. (2016) wykazali ponadto związek rozmieszczenia miast w skali Europy z dostępnością do zieleni. W przypadku naszej analizy, nie zaobserwowaliśmy by położenie miasta miało jakiegokolwiek wpływ na uzyskane wyniki. Do czynników wpływających na zróżnicowanie dostępności terenów zieleni zaliczyć można m.in. strukturę przestrzenną krajobrazu, stopień rozproszenia terenów zieleni oraz gęstość dróg pieszych. V. Žlender i C. Ward Thompson (2017) zbadali natomiast dostępność terenów zieleni znajdujących się w strefie podmiejskiej. Badacze wykazali, że duży wpływ na możliwość dotarcia do tych obszarów, mają korytarze ekologiczne łączące tereny miejskiej zieleni urządzonej z terenami seminaturalnymi poza miastem. Nasze analizy nie pozwoliły na ocenę takiego związku, ponieważ badaliśmy dostępność wszystkich terenów zielonych powyżej 1 ha, w tym wspomnianych korytarzy ekologicznych. Do miast o najlepszej dostępności do terenów zielonych zaliczał się np. Olsztyn. Pierwszym czynnikiem wpływającym na wysoką dostępność zieleni w tym mieście jest obecność lasów w jego granicach. Tereny leśne otaczają obszar zurbanizowany miasta, sąsiadując z gęsto zaludnionymi osiedłami mieszkaniowymi. Drugim czynnikiem jest obecność Rodzinnych Ogródków Działkowych, które stanowią znaczną część badanych terenów zieleni miejskiej. Zlokalizowane są one w różnych dzielnicach Olsztyna, również w centralnej części miasta. Z drugiej strony, na terenie miasta znajduje się tylko kilka parków miejskich (m.in. Podzamcze, Centralny, im. J. Kusocińskiego), niemniej jednak rozmieszczenie ich w przestrzeni ma kluczowy wpływ na ogólną wartość wskaźnika dostępności do terenów zielonych.

Przedstawione w pracy wskaźniki pozwalają na ocenę zieleni w miastach w 3 różnych, lecz powiązanych ze sobą, aspektach. Jak wspomniano, miasta charakteryzujące się dużym udziałem terenów zieleni, jednocześnie odznaczały się jej niewielkim pofragmentowaniem. Na terenie miast o dużym udziale zieleni występowały zazwyczaj rozległe, zwarte kompleksy roślinności takie jak lasy czy parki. Do wyjątków zaliczyć można m.in. Kraków, w którym udział terenów zieleni wyniósł ponad 50% przy jednoczesnym wysokim stopniu jej pofragmentowania. Poza występowaniem dużych kompleksów zieleni na terenie Krakowa (np. Las Wolski, Błonia), miasto to charakteryzuje się rozdrobnioną strukturą terenów zieleni w postaci niewielkich parków

i skwerów zlokalizowanych na osiedlach mieszkaniowych. Ponadto, w granicach administracyjnych miasta znajdują się sporych rozmiarów osiedla zabudowy mieszkaniowej jednorodzinnej wraz z zielenią towarzyszącą m.in. Sidzina, Swoszowice czy Wadów. Duży udział zieleni w mieście wpływał zazwyczaj również na jej lepszą dostępność. Do wyjątków zaliczyć można m.in. Dąbrowę Górniczą. W granicach administracyjnych tego miasta znajdują się rozległe, zwarte powierzchnie leśne. Zlokalizowane są one jednakże w znacznej odległości od gęsto zaludnionych części miasta, przez co nie wpływają na lepszą, ogólną dostępność terenów zieleni. Odwrotną sytuację zaobserwować można było m.in. w Rzeszowie, który charakteryzował się wysoką wartością wskaźnika dostępności, pomimo, że udział terenów zieleni w ogóle powierzchni był poniżej średniej krajowej. Rzeszów nie posiada na swoim obszarze dużych, zwartych kompleksów roślinności. Dobra dostępność terenów zieleni jest wynikiem występowania licznych, rozproszonych po całym mieście, mniejszych obiektów powierzchni biologicznie czynnych np.: Parku na Rycerskiej, Parku Sybiraków, Parku im. Inwalidów Wojennych czy Bulwarów nad Wisłokiem.

## Wnioski

Przeprowadzone badania pozwoliły na ocenę stanu zieleni miejskiej w polskich dużych miastach w 3 aspektach. Wskaźnik udziału terenów zieleni w powierzchni miasta pozwolił na uzyskanie informacji, które miasta charakteryzują się znacznymi terenami pokrytymi roślinnością, wpływającymi na oczyszczanie powietrza oraz zmniejszenie negatywnych skutków oddziaływania miejskiej wyspy ciepła. Ocena pofragmentowania terenów zieleni umożliwiła natomiast określenie, które miasta posiadają najbardziej rozdrobnioną strukturę terenów zieleni, wpisując się tym samym w założenia polityk zagospodarowania przestrzeni typu *mixed-use*. Analiza ostatniego wskaźnika umożliwiła dokonanie oceny, które jednostki charakteryzowały się najlepszą dostępnością do terenów zieleni powyżej 1 ha, co stanowi jedną ze składowych koncepcji miasta przyjaznego do życia. Przeprowadzone analizy wykazały, że większość miast charakteryzujących się wysokim udziałem powierzchniowym zieleni, odznaczała się także lepszą dostępnością oraz niewielkim stopniem jej pofragmentowania.

Dane takie jak zdjęcia satelitarne Sentinel 2 są bezpłatne i otwarte, co w znaczny sposób ułatwia prowadzenie monitoringu. Nie są też obciążone błędem wynikającym np. z niepoprawnego uzupełnienia ankiety czy niedokładnych szacunków człowieka. Misja Sentinel 2 jest stale prowadzona, więc bazy wzbogacane są o aktualne dane. Przyjęta w pracy metodologia teledetekcyjnego wyznaczania terenów zieleni wysokiej jakości jest jednolita dla każdego miasta. Umożliwia to proste i szybkie powtórzenie naszych badań w przyszłości.



## LITERATURA

- Aburas M. M., Abdullah S. H., Ramli M. F., Ash'aari Z. H., 2015, *Measuring Land Cover Change in Seremban, Malaysia Using NDVI Index*, *Procedia Environmental Sciences*, 30(1), 238–243. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2015.10.043>.
- Addabbo P., Focareta M., Marcuccio S., Votto C., Ullo S. L., 2016, *Contribution of Sentinel-2 data for applications in vegetation monitoring*, *Acta IMEKO*, 5(2), 44–54. [https://doi.org/10.21014/acta\\_imeko.v5i2.352](https://doi.org/10.21014/acta_imeko.v5i2.352).
- Ahmad A., Aboobaidar B. M., Isa M. S. M., Hashim N. M., Rosul M., Muhamad S., Man, S., 2014, *Temporal changes in urban green space based on normalized difference vegetation index*, *Applied Mathematical Sciences*, 8(55), 2743–2751. <https://doi.org/10.12988/ams.2014.432230>.
- Brown N., Gerard F., Fuller R., 2002, *Mapping of land use classes within the CORINE Land Cover Map of Great Britain*, *Cartographic Journal*, 39(1), 5–14. <https://doi.org/10.1179/caj.2002.39.1.5>.
- Cegielska K., Noszczyk T., Kukulka A., Szylar M., Hernik J., Dixon-Gough R., Jombach S., Valánszki I., Filepné Kovács K., 2018, *Land use and land cover changes in post-socialist countries: Some observations from Hungary and Poland*, *Land Use Policy*, 78, 1–18. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.06.017>.
- Choi J.-H., Galea E. R., 2014, *Individual Stair Ascent and Descent Walk Speeds Measured in a Korean High-Rise Building*, *Fire Technology*, 50, 267–295. <https://doi.org/10.1007/s10694-013-0371-4>.
- Czarnecki W., 1961, *Planowanie miast i osiedli: Tereny zielone*, PWN, Warszawa.
- Dobbs C., Nitschke C., Kendal D., 2017, *Assessing the drivers shaping global patterns of urban vegetation landscape structure*, *Science of the Total Environment*, 592, 171–177. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.058>.
- Ekkel E. D., de Vries S., 2017, *Nearby green space and human health: Evaluating accessibility metrics*, *Landscape and Urban Planning*, 157, 214–220. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.06.008>.
- European Commission, 2016, *Mapping Guide for a European Urban Atlas*, European Commission. Dostępne na: <https://land.copernicus.eu/user-corner/technical-library/urban-atlas-mapping-guide> [data dostępu: 28.10.2020].
- European Commission, 2018, *Urban Agenda*. Dostępne na: [http://ec.europa.eu/regional\\_policy/sources/policy/themes/urban-development/agenda/pact-of-amsterdam.pdf](http://ec.europa.eu/regional_policy/sources/policy/themes/urban-development/agenda/pact-of-amsterdam.pdf) [data dostępu: 28.10.2020].
- European Space Agency, 2013, *Sentinel-2 User Handbook*.
- Feranec J., Hazeu G., Christensen S., Jaffrain G., 2007, *Corine land cover change detection in Europe (case studies of the Netherlands and Slovakia)*, *Land Use Policy*, 24(1), 234–247. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2006.02.002>.
- Fraucqueur L., Morin N., Masse A., Remy P.-Y., Hugé J., Kenner C., Dazin F., Desclée B., Sannier C., 2019, *A new Copernicus high resolution layer at pan-European scale: small woody features*, [w:] C. M. Neale, A. Maltese (red.), *Proceedings Remote Sensing for Agriculture, Ecosystems, and Hydrology XXI*, 11149, 37. DOI: <https://doi.org/10.1117/12.2532853>.
- Giedych R., 2005, *Zarys prawnych przemian konkretyzacji pojęcia „tereny zielone” w II połowie XX wieku w Polsce*, [w:] R. Giedych, M. Szumański (red.), *Tereny zielone jako przedmiot planowania miejscowego*, Wyd. SGGW, Warszawa, 64–72.
- Główny Urząd Statystyczny, 2020, *Pojęcia stosowane w statystyce publicznej – GUS*. Dostępne na: <https://stat.gov.pl/metainformacje/slownik-pojec/pojecia-stosowane-w-statystyce-publicznej/3198,pojcie.html> [data dostępu: 28.10.2020].
- Graczyk D., Kundzewicz Z. W., Choryński A., Førland E. J., Pińskwar I., Szwed M., 2019, *Heat-related mortality during hot summers in Polish cities*. *Theoretical and Applied Climatology*, 136(3–4), 1259–1273. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00704-018-2554-x>.
- Green urban areas*, 2020, Copernicus. Dostępne na: <https://land.copernicus.eu/user-corner/technical-library/corine-land-cover-nomenclature-guidelines/html/index-clc-141.html> [data dostępu: 28.10.2020].
- Haas J., Ban Y., 2015, *Contribution of fused Sentinel-1A SAR and Sentinel-2A MSI Data to the City Biodiversity Index (CBI)*, poster na konferencji Mapping Urban Areas from Space – MUAS 2015, Frascati.
- Haas, J., Ban Y., 2018, *Urban Land Cover and Ecosystem Service Changes based on Sentinel-2A MSI and Landsat TM Data*, *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 11(2), 485–497. <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2017.2786468>.
- Hartig T., Mitchell R., de Vries S., Frumkin H., 2014, *Nature and Health. Annual Review of Public Health*, 35(1), 207–228. <https://doi.org/10.1146/annurev-publhealth-032013-182443>.
- Hogrefe K. R., Patil V. P., Ruthrauff D. R., Meixell B. W., Budde M. E., Hupp J. W., Ward D. H., 2017, *Normalized difference vegetation index as an estimator for abundance and quality of Avian Herbivore Forage in Arctic Alaska*, *Remote Sensing*, 9(12), 1–21. <https://doi.org/10.3390/rs9121234>.
- Huang C., Yang J., Jiang P., 2018, *Assessing Impacts of Urban Form on Landscape Structure of Urban Green Spaces in China Using Landsat Images Based on Google Earth Engine*, *Remote Sensing*, 10(10), 1569. <https://doi.org/10.3390/rs10101569>.
- Jupová K., Bartaloš T., Soukup T., Moser G., Serpico S. B., Krylov V., De Martino M., Manžke N., Rochard N., 2017, *Monitoring of green, open and sealed urban space*, 2017 Joint Urban Remote Sensing Event, JURSE 2017. <https://doi.org/10.1109/JURSE.2017.7924561>.
- Kabisch N., Haase D., 2013, *Green spaces of European cities revisited for 1990–2006*, *Landscape and Urban Planning*, 110, 113–122. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.10.017>.
- Kabisch N., Strohbach M., Haase D., Kronenberg J., 2016, *Urban green space availability in European cities*, *Ecological Indicators*, 70, 586–596. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.02.029>.
- Kopecká M., Szatmári D., Rosina K., 2017, *Analysis of urban green spaces based on sentinel-2A: Case studies from Slovakia*, *Land*, 6(2), #25. <https://doi.org/10.3390/land6020025>.
- Kosiński K., Kozłowska T., 2003, *Zastosowanie wskaźnika NDVI i filtracji kierunkowej do rozpoznawania użytków zielonych oraz analizy zmian siedlisk i zbiorowisk łąkowych*, *Archiwum Fotogrametrii, Kartografii i Teledetekcji*, 13B, Wrocław – Polanica Zdrój, 15–17 września 2003.
- Krüger T., Herbrich J., Hecht R., Oczipka M., Behnisch M., 2018, *Investigating the suitability of Sentinel-2 data to derive the urban vegetation structure*, *Remote Sensing Technologies and Applications in Urban Environments III*. October, 23. <https://doi.org/10.1117/12.2325337>.
- Labib S. M., Harris A., 2018, *The potentials of Sentinel-2 and Landsat-8 data in green infrastructure extraction, using object based image analysis (OBIA) method*, *European Journal of Remote Sensing*, 51(1), 231–240. <https://doi.org/10.1080/22797254.2017.1419441>.
- McGarigal K., 2015, *Fragstats Help*, Department of Environmental Conservation University of Massachusetts, Amherst.
- McGarigal K., Marks B. J., 2008, *Fragstats – spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. Forest Science Department Oregon State University, Corvallis.
- Petrişor A. I., 2015, *Assessment of the Green Infrastructure of Bucharest using CORINE and Urban Atlas data*, *Urbanism. Arhitectură. Construcții*, 6(2), 19–24.
- Prastacos P., Lagarias A., Chrysoulakis N., 2017, *Using the Urban Atlas dataset for estimating spatial metrics. Methodology and application in urban areas of Greece*, *Cybergeo. European Journal of Geography*, #815. <https://doi.org/10.4000/cybergeo.28051>.
- Rafiee, R., Salman Mahiny A., Khorasani N., 2009, *Assessment of changes in urban green spaces of Mashad city using satellite data*, *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 11(6), 431–438. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2009.08.005>.



- Rego F. C., Bunting S. C., Strand E. K., Godinho-Ferreira P., 2019, *Applied Landscape Ecology*, Wiley, Chichester.
- Rouse, J. W., Jr., Haas R. H., Schell J. A., Deering D. W., 1974, *Monitoring Vegetation Systems in the Great Plains with ERTS*, NASSP, 351, 309. Dostępne na: <https://ui.adsabs.harvard.edu/abs/1974NASSP.351..309R/abstract> [data dostępu: 28.10.2020].
- Ruth M., Franklin R. S., 2014, *Livability for all? Conceptual limits and practical implications*, *Applied Geography*, 49, 18–23. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2013.09.018>.
- Soltani, A., & Sharifi, E. 2017, *Daily variation of urban heat island effect and its correlations to urban greenery: A case study of Adelaide*, *Frontiers of Architectural Research*, 6(4), 529–538. <https://doi.org/10.1016/j.foar.2017.08.001>.
- Stohlgren T. J., Chong G. W., Kalkhan M. A., Schell L. D., 1997, *Multiscale sampling of plant diversity: Effects of minimum mapping unit size*, *Ecological Applications*, 7(3), 1064–1074. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1997\)007\[1064:MSOPDE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1997)007[1064:MSOPDE]2.0.CO;2).
- Suess S., van der Linden S., Okujeni A., Griffiths P., Leitão P. J., Schwieder M., Hostert P., 2018, *Characterizing 32 years of shrub cover dynamics in southern Portugal using annual Landsat composites and machine learning regression modeling*, *Remote Sensing of Environment*, 219, 353–364. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.10.004>.
- Szczepanowska B. H., 21.04.2015, *Zieleń w mieście jako sposób na miejskie wyspy ciepła*, Zielona Góra – Inicjatywa mieszkańców na rzecz przyjaznej przestrzeni. Dostępne na: <https://zielonagorapl.wordpress.com/2015/04/21/zielen-w-mieście-jako-sposob-na-miejskie-wyspy-ciepła/> [data dostępu: 28.10.2020].
- Szumański M., Niemirski A., 2005, *Projekt klasyfikacji obiektów terenów zieleni*, [w:] R. Giedych, M. Szumański (red.), *Tereny zieleni jako przedmiot planowania miejscowego* (wybór tekstów), Wyd. SGGW, Warszawa.
- Tian Y., Jim C. Y., Wang H., 2014, *Assessing the landscape and ecological quality of urban green spaces in a compact city*, *Landscape and Urban Planning*, 121, 97–108. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.10.001>.
- Van De Voorde T., Vlaeminck J., Canters F., 2008, *Comparing different approaches for mapping urban vegetation cover from landsat ETM+ data: A case study on brussels*, *Sensors*, 8(6), 3880–3902. <https://doi.org/10.3390/s8063880>.
- Wellmann T., Schug F., Haase D., Pflugmacher D., van der Linden S., 2020, *Green growth? On the relation between population density, land use and vegetation cover fractions in a city using a 30-years Landsat time series*, *Landscape and Urban Planning*, 202(June), 103857. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103857>.
- Wood L., Hooper P., Foster S., Bull F., 2017, *Public green spaces and positive mental health – investigating the relationship between access, quantity and types of parks and mental wellbeing*, *Health and Place*, 48(July), 63–71. <https://doi.org/10.1016/j.healthplace.2017.09.002>.
- Yilmaz R., 2010, *Monitoring land use/land cover changes using CO-RINE land cover data: A case study of Silivri coastal zone in Metropolitan Istanbul*, *Environmental Monitoring and Assessment*, 165(1–4), 603–615. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-0972-z>.
- Žlender V., Ward Thompson C., 2017, *Accessibility and use of peri-urban green space for inner-city dwellers: A comparative study*, *Landscape and Urban Planning*, 165, 193–205. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.06.011>.

#### AKTY PRAWNE I ORZECZNICTWO

Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 26 sierpnia 2003 r. w sprawie wymaganego zakresu projektu miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego, Dz.U. 2003 nr 164 poz. 1587.

Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach, Dz.U. 2013 poz. 21.

Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody, Dz.U. 2004 nr 92 poz. 880.

Ustawa z dnia 27 marca 2003 r. o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym, Dz.U. 2003 nr 80 poz. 717.

#### ŹRÓDŁA INTERNETOWE I BAZY DANYCH

BDL GUS – Bank Danych Lokalnych Głównego Urzędu Statystycznego: <https://bdl.stat.gov.pl/BDL/> [data dostępu: 28.10.2020].

SciHub: <https://scihub.copernicus.eu/> [data dostępu: 28.10.2020].

## Green areas in large Polish cities. The analysis using Sentinel 2

#urban green #accessibility #Sentinel 2

### Abstract

Green areas are a natural filter of pollutants and suspended particulates, reducing excessive amounts of carbon dioxide in the atmosphere. Their role has become increasingly important over the last decades. Gradual climate change requires intensified adaptation measures, hence the research on urban greenery is an essential matter. Permanent monitoring is possible thanks to satellite imagery. Using Sentinel 2 images and the method of NDVI indicator thresholding, areas covered with high-quality vegetation have been determined. For cities with over 100 thousand inhabitants three indicators were analysed: 1) the share of green areas, 2) fragmentation of greenery – analysis of the ratio of edges to the interior of green areas, 3) accessibility of greenery – the share of people with access to green areas within a 5-minute walk. Among the analysed cities, the highest share of green areas was characteristic of Koszalin, Zielona Góra and Kielce. Opole, Kalisz and Białystok, on the other hand were characterised by the lowest degree of greenery. The average share of high-quality greenery was 50%. The green areas in the cities of Gdynia and Koszalin were recognised as having the highest consistency, while Rzeszów and Ruda Śląska were identified as the cities with the best greenery accessibility.