

Rozmieszczenie nawłoci (*Solidago* spp.) na obszarze Dolnego Śląska oraz ich wpływ na różnorodność biologiczną zasiedlanych fitocenoz

Distribution of goldenrods (*Solidago* spp.) in Lower Silesia and their impact on biodiversity of invaded vegetation

MAGDALENA SZYMURA, TOMASZ H. SZYMURA

*M. Szymura, Katedra Kształtowania Agroekosystemów i Terenów Zieleni,
Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu, pl. Grunwaldzki 24a, 50-363 Wrocław;
e-mail: magdalena.szymura@up.wroc.pl*

*T. H. Szymura, Pracownia Ekosystemów Górskich i Polarnych, Instytut Biologii
Roślin, Uniwersytet Wrocławski, pl. M. Borny 9, Wrocław;
e-mail: tszymura@biol.uni.wroc.pl*

ABSTRACT: In Lower Silesia, three goldenrod species introduced from North America are found: *Solidago gigantea* Aiton (late goldenrod), *S. canadensis* L. (Canadian goldenrod) and *S. graminifolia* (L.) Elliott. (grass-leaved goldenrod). A native species is also found: *Solidago virgaurea* L. (common goldenrod). Distribution of these species was surveyed using sampling plots in a 10x10 km grid. The impact of increasing cover of goldenrods on biodiversity of patches of invaded vegetation was assessed. Biodiversity was described by the number of co-occurring vascular plant species inside 100 m² plots placed in vegetation patches with goldenrods. The Shannon-Wiener diversity index was also calculated. The habitat preferences of particular *Solidago* species were examined. The most numerous goldenrod species in Lower Silesia were *Solidago canadensis* and *S. gigantea*, which were found in a similar number of plots. Distribution of these two species were clumped in spatial scale of the whole study area. *Solidago canadensis* and *S. gigantea* do not differ with respect to their habitat preferences. The number of plant species as well as the Shannon-Wiener diversity index significantly decreased with increasing cover of *S. canadensis* and *S. gigantea*.

KEY WORDS: invasive plants, biodiversity, habitat preferences, spatial distribution

SZYMURA M., SZYMURA T. H. 2011. Rozmieszczenie nawłoci (*Solidago* spp.) na obszarze Dolnego Śląska oraz ich wpływ na różnorodność biologiczną zasiedlanych fitocenoz. W: KĄCKI Z., STEFAŃSKA-KRZACZEK E. (red.), Synantropizacja w dobie zmian różnorodności biologicznej. – *Acta Botanica Silesiaca* 6: 195–212.

Wstęp

Rozpowszechnianie egzotycznych gatunków roślin w naturalnych i semi-naturalnych zbiorowiskach roślinnych jest poważnym problemem zagrażającym gatunkom rodzimym oraz wpływającym na strukturę i dynamikę ekosystemów (Mayer i in. 2005). Wiele prac (Rejmánek 1989; Lonsdale 1999) pokazuje, że związek podatności ekosystemów na wnikanie egzotycznych gatunków z różnorodnością biologiczną nie jest prosty i może podlegać dyskusji. Nie jest znana także dynamika zasiedlania różnego typu ekosystemów przez gatunki inwazyjne (Lonsdale 1999). Rośliny obcego pochodzenia, silnie konkurencyjnie, wnikając do zbiorowisk roślinnych mogą wypierać gatunki rodzime, przez co stanowią zagrożenie różnorodności biologicznej (Byers i in. 2002). Interakcje konkurencyjne są odstawowym czynnikiem kształtującym zbiorowiska roślinne, wpływają one także na wzorce rozprzestrzeniania gatunków oraz strukturę fitocenoz. Stosunki konkurencyjne modyfikują także wymagania środowiskowe oraz zasięgi geograficzne zarówno rzadkich, jak i powszechnie występujących gatunków roślin (Walck i in. 1999).

Konkurencja z miejscowymi gatunkami roślin bezpośrednio wpływa na skład gatunkowy roślinności rodzimej, lecz znane są także liczne przykłady oddziaływań pośrednich. Należy do nich wpływ inwazyjnych gatunków nawłoci na preferencje owadów zapylających rośliny łąkowe. Owady, w zbiorowiskach, do których wnikają gatunki obcego pochodzenia, częściej odwiedzają okazałe kwiatostany np. nawłoci. W wyniku tego rzadziej zapylane są kwitnące w tym samym czasie inne gatunki, co modyfikuje rozprzestrzenianie się roślin rodzimych (Moroń i in. 2009).

Taksony rodzaju *Solidago* są w Europie najbardziej rozpowszechnionymi roślinami inwazyjnymi pochodzącymi z Ameryki Północnej (Semple, Cook 2006; Weber 2003). W Polsce, jako zadomowione, występują trzy introdukowane gatunki nawłoci: *Solidago gigantea* Aiton (nawłóć późna), *S. canadensis* L. (n. kanadyjska), *S. graminifolia* (L.) Elliott. (n. wąskolistna), jedynym rodzimym gatunkiem nawłoci jest nawłóć pospolita (*Solidago virgaurea* L.).

W obrębie *Solidago canadensis* wyróżniane są dwie odmiany: *canadensis* (o liściach cienkich, o owłosieniu występującym tylko na nerwach odśrodkowej strony liścia) i *scabra* (o liściach grubszych, o gęstym owłosieniu odosiowej strony liścia). Rutkowski (2006) traktuje ten takson jako osobny gatunek – *Solidago altissima* L. Opisane taksony można rozróżnić za pomocą mikromorfologicznych cech epidermy liścia (Szymura, Wolski 2011), jednak w praktyce rozróżnienie tych taksonów w terenie jest trudne (Weber 2000) i w tej pracy będą traktowane jako jeden gatunek – *Solidago canadensis*.

Solidago gigantea w rodzimym zasięgu występuje w dwóch odmianach: *S. gigantea* var. *gigantea* (diploidalna) i *S. gigantea* var. *serotina* (tertaploidalna i heksaploidalna). W Europie nawłóć późna jest uważana za gatunek jednorodny

(Weber 1997; Jacobs i in. 2004; Weber, Jacobs 2005) o tetraploidalnej liczbie chromosomów (Schlaepfer i in. 2008).

Rodzimy gatunek *S. virgaurea* występuje w dwóch podgatunkach, związanych z zasięgiem występowania: podgórskim (subsp. *virgaurea*) i górskim (subsp. *alpestris*).

Nawłocie były sprowadzone, jako rośliny ozdobne, z Ameryki Północnej do Londynu w drugiej połowie XVII wieku, skąd zostały przewiezione do ogrodów w różnych częściach Europy (Hitchmough i in. 2004). Następnie rośliny „uciekły” z hodowli i rozprzestrzeniły się na siedliskach antropogenicznych. Pierwsze opisy stanowisk nawłoci późnej na terenie Polski pochodzą z 1853 roku, podczas, gdy nawłoci kanadyjskiej z 1872 roku, także masowe rozprzestrzenianie *Solidago gigantea* nastąpiło dwadzieścia lat wcześniej, począwszy od 1940 roku (Tokarska-Guzik 2001, 2003). W ciągu ostatnich kilku dekad zaobserwowano częstsze wnikanie tych gatunków do zbiorowisk seminaturalnych (łąki świeże i wilgotne) i naturalnych (lasy), a także powiększenie ich zasięgu występowania w Polsce (Szymura, Wolski 2006). Obecnie w Polsce południowo-zachodniej nawłoc późna występuje częściej niż nawłoc kanadyjska (Tokarska-Guzik 2003, 2005). Nawłoc wąskolistna została sprowadzona i pojawiła się na siedliskach naturalnych w podobnym czasie (1885 rok), jak dwa wcześniej opisywane taksony, jednakże nie wykazuje tak silnej tendencji do rozprzestrzeniania. Zasięg tego gatunku obejmował zwarty obszar na Śląsku Opolskim, w okolicach Niemodlina (Guzikowa, Maycock 1986), jednak w okresie ostatnich 5 lat zaobserwowano pojawianie się populacji tego gatunku na nowych, odległych stanowiskach (Dajdok, Nowak 2007). Szereg taksonów nawłoci jest także uprawianych i dostępnych w firmach ogrodniczych, m. in. nawłoc ogrodowa (*Solidago hybrida*), nawłoc sina (*Solidago caesia*), nawłoc sercowata (*Solidago sphacelata*), czy \times *Solidaster* \times *luteus* – mieszańiec *Aster ptarmicoides* z nawłocią (Baza danych Związku Szkółkarzy Polskich). Poza uprawą jednak nie zostały jeszcze odnotowane w terenie.

Prezentowana praca ma na celu: (a) analizę rozmieszczenia poszczególnych taksonów nawłoci na obszarze Dolnego Śląska oraz (b) określenie zależności między ilościowością nawłoci a różnorodnością gatunkową analizowanych płatów roślinności, a także (c) określenie preferencji poszczególnych taksonów nawłoci do zasiedlania różnych typów siedlisk.

1. Materiał i metody

Obserwacje terenowe wykonywano na regularnie rozmieszczonych powierzchniach badawczych, których rozmieszczenie zaplanowano na podstawie kwadratów ATPOL (Zajac, Zajac 1992) o boku 10 km. Na obszarze województwa dolnośląskiego (19,9 tys. km²) wyznaczono 195 powierzchni badawczych (ryc. 1).



Ryc. 1. Rozmieszczenie powierzchni badawczych

Fig. 1. Distribution of study plots

Powierzchnię badawczą stanowiło koło o wielkości 2,5 ha (promień 282,17 m). Na każdej z tak wyznaczonych powierzchni opisywano populacje nawłoci znajdujące się najbliżej środka powierzchni. Odnajdywanie w terenie środków powierzchni i wyznaczanie ich granic oraz mapowanie położenia badanych stanowisk nawłoci odbywało się przy użyciu odbiornika GPS. W płatach roślinności na wyznaczonych stanowiskach o powierzchni 100 m² wykonywano zdjęcie fitosocjologiczne metodą Braun-Blanqueta. Pokrycie gatunków opisano za pomocą skali ilościowości (Braun-Blanquet 1964). Jeżeli na powierzchni badawczej występowały oddzielnie płyty roślinności z różnymi gatunkami nawłoci to były one analizowane jako osobne stanowiska. Notowano typy siedlisk stwierdzone na środku powierzchni badawczej oraz w miejscu, gdzie rejestrowano nawłocie. Wyróżniono 12 typów siedlisk, w nawiasach podano nazwę siedliska używaną dalej w tekście: brzegi cieków wodnych (ciek), tereny związane z infrastrukturą i industrialne np. drogi, torowiska, tereny przemysłowe (infrastruktura), obszary zalesione (las), pastwiska i łąki (łąka), miedze, drogi nieutwardzone, ścieżki technologiczne (miedze), nieużytki (nieużytek), sady i ogródki działkowe (sady), okrajki leśne i zaroślowe (okrajki), przydroża (przydroże), przypłocia (przypłocie), pola uprawne (uprawa), tereny zabudowane (zabudowa).

Położenie stanowisk z poszczególnymi gatunkami nawłoci naniesiono na mapy. W celu dokładniejszej analizy rozmieszczenia populacji nawłoci na badanym obszarze obliczono wartości funkcji $K_{(d)}$. Wartość funkcji jest średnią liczbą powierzchni znajdujących się wewnątrz okręgu o danym promieniu (odległość d) wyznaczonym wokół każdej z analizowanych powierzchni. Obliczona średnia liczba jest następnie podzielona przez liczbę powierzchni na całym badanym obszarze. Uzyskane wartości zostały porównane z rozkładem losowym, 95% przedział ufności dla rozkładu losowego wyznaczono techniką MonteCarlo. Jeżeli obliczona wartość funkcji $K_{(d)}$ przyjmuje wartości większe od losowych, to można przyjąć, że rozkład przestrzenny ma charakter skupiskowy w analizowanym zakresie odległości pomiędzy stanowiskami (Ripley 1976). W pracy prowadzono analizy w zakresie odległości pomiędzy stanowiskami wynoszącymi od 10 do 50 km. Największy analizowany dystans 50 km wynika z ograniczeń analitycznych metody (Haase 1995). Obliczenia prowadzono przy użyciu oprogramowania PASSAGE 2 (Rosenberg, Anderson 2011).

Aby określić, czy poszczególne taksony nawłoci wykazują preferencje w stosunku do zajmowanych siedlisk porównano frekwencję poszczególnych typów siedlisk i wystąpień na nich nawłoci. Wstępnie porównano ogólnie częstość typów siedlisk stwierdzonych na środku powierzchni badawczej w stosunku do frekwencji typów siedlisk, gdzie stwierdzono nawłocie. Uzyskane w tym porównaniu wyniki pokazały preferencje nawłoci do wystąpień w określonych siedliskach. Następnie porównano pomiędzy sobą częstość siedlisk zajmowanych przez poszczególne taksony nawłoci. Istotność statystyczną preferencji testowano testem χ^2 , stosując korektę Yates'a w przypadku liczności mniejszej od 5 (Sokal, Rohlf 1995).

Istotność zależności pomiędzy liczbą gatunków roślin naczyniowych i wartością wskaźnika Shannona-Wienera a pokryciem gatunków inwazyjnych określono na podstawie testu nieparametrycznego korelacji rang R Spearmana (Sokal, Rohlf 1995).

Szczegółowe analizy przeprowadzono dla *Solidago canadensis* i *S. gigantea*, ze względu na małą liczbę obserwacji *S. graminifolia* i *S. virgaurea*.

2. Wyniki

Obecność nawłoci stwierdzono na 67% analizowanych powierzchni – 131 (ryc. 2).

Biorąc pod uwagę, że na jednej powierzchni badawczej mogło wystąpić więcej gatunków nawłoci w sumie opisano 162 stanowiska. Na 22 stanowiskach odnotowano obecność jednocześnie 2 gatunków nawłoci, w większości były to *Solidago canadensis* i *S. gigantea* (20 stanowisk), a w 2 przypadkach *S. canadensis* i *S. virgaurea*.



Ryc. 2. Rozmieszczenie nawłoci na terenie Dolnego Śląska na tle wytypowanych powierzchni badawczych. Zaznaczono powierzchnie, gdzie odnotowano występowanie nawłoci.

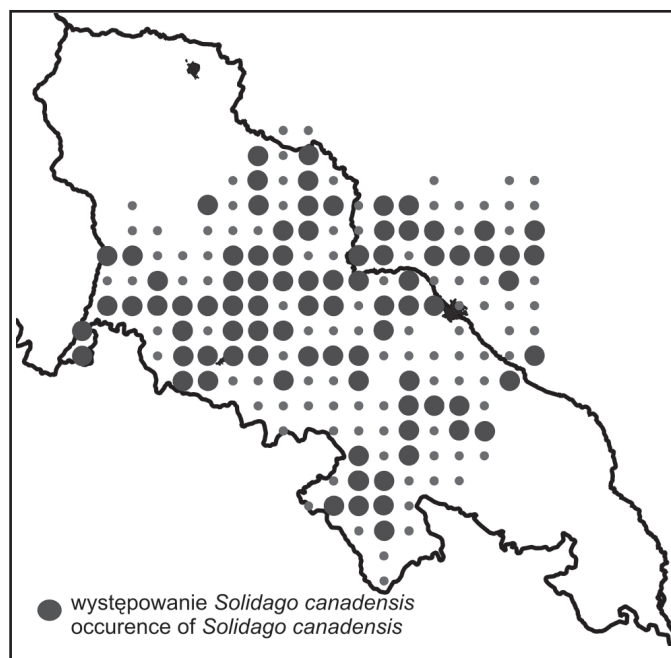
Fig. 2. Distribution of *Solidago* species in the Lower Silesia on the background of designated sampling plots. Marked are the sites, where the occurrence of goldenrods was noted.

Najliczniej występującym gatunkiem jest *Solidago canadensis*, której obecność odnotowano na 89 stanowiskach (ryc. 3). Jej rozkład przestrzenny ma charakter skupiskowy, w całym analizowanym zakresie odległości (10–50 km) (ryc. 4).

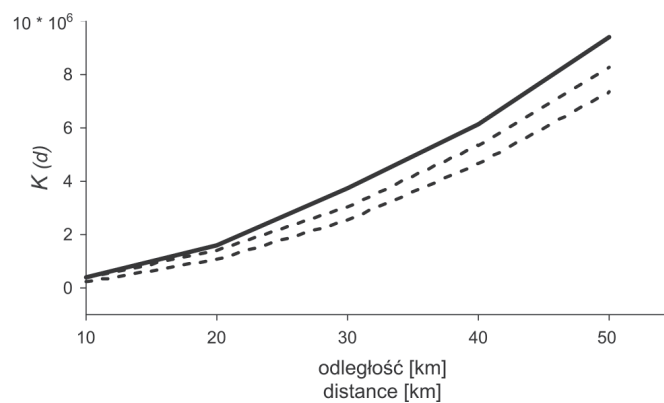
Na podobnej liczności stanowisk (81) odnotowano obecność *S. gigantea* (ryc. 5). W tym przypadku także stwierdzono rozkład skupiskowy (ryc. 6).

Porównanie map wskazuje na istnienie regionów gdzie częściej występuje *S. gigantea*, przy braku *S. canadensis* i regionów z częstszą *S. canadensis* i brakiem *S. gigantea*. *S. gigantea* występuje częściej we wschodniej i północno-wschodniej części badanego obszaru, zaś *S. canadensis* w południowej i południowo-zachodniej części. Rozdzielenie takie nie jest ostre: na 20 stanowiskach (12% obserwowanych) występowały jednocześnie oba taksony.

W przypadku *S. virgaurea* odnotowano 8 stanowisk, zaś *S. graminifolia* stwierdzono tylko na 1 stanowisku.



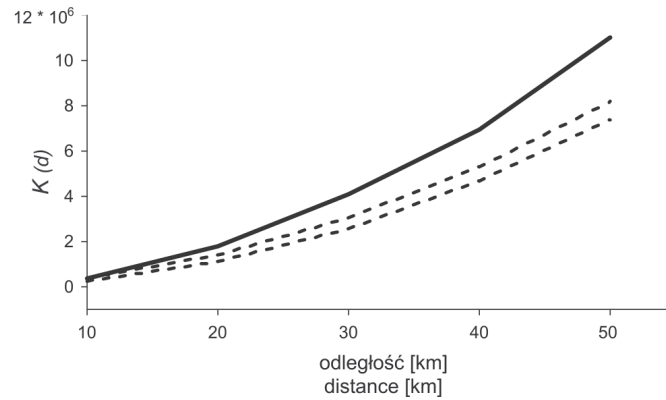
Ryc. 3. Rozmieszczenie *Solidago canadensis* na terenie Dolnego Śląska
 Fig. 3. Distribution of *Solidago canadensis* in the Lower Silesia



Ryc. 4. Wartości funkcji $K_{(d)}$ w zależności od odległości (d) dla *S. canadensis* na obszarze Dolnego Śląska. Ciągła, gruba linia przedstawia obliczoną wartość funkcji $K_{(d)}$, liniami przerywanymi zaznaczono zakres rozkładu losowego.
 Fig. 4. The values of $K_{(d)}$ function in different distances (d) for *S. canadensis* sites in the Lower Silesia. The continuous thick line shows calculated value of $K_{(d)}$ function, the dotted line shows range of random values.

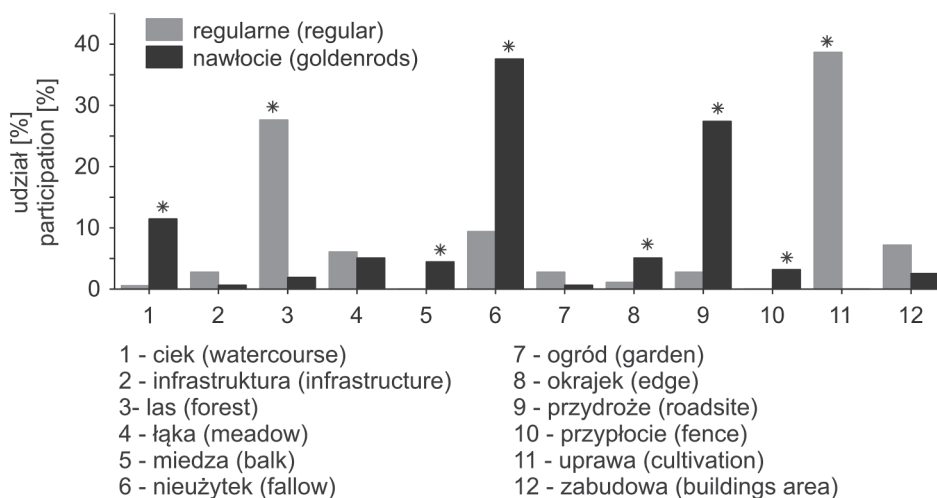


Ryc. 5. Rozmieszczenie *Solidago gigantea* na terenie Dolnego Śląska
 Fig. 5. Distribution of *Solidago gigantea* in the Lower Silesia



Ryc. 6. Wartości funkcji $K_{(d)}$, w zależności od odległości (d) dla *S. gigantea* na obszarze Dolnego Śląska. Ciągła, gruba linia przedstawia obliczoną wartość funkcji $K_{(d)}$; liniami przerywanymi zaznaczono zakres rozkładu losowego.
 Fig. 6. The values of $K_{(d)}$ function in different distances (d) for *S. gigantea* sites in the Lower Silesia. The continuous thick line shows calculated value of $K_{(d)}$ function, the dotted line shows range of random values.

Najczęściej stwierdzonymi typami siedlisk w środkach punktów badawczych były tereny związane z rolnictwem 54% (uprawy, łąki i nieużytki) i lasy 28%. Stwierdzono, że nawłocie preferowały takie siedliska jak: ciek, miedze, nieużytki, okrajki, przydroża i przyplocie a wyraźnie unikały lasów i upraw (Ryc. 7).



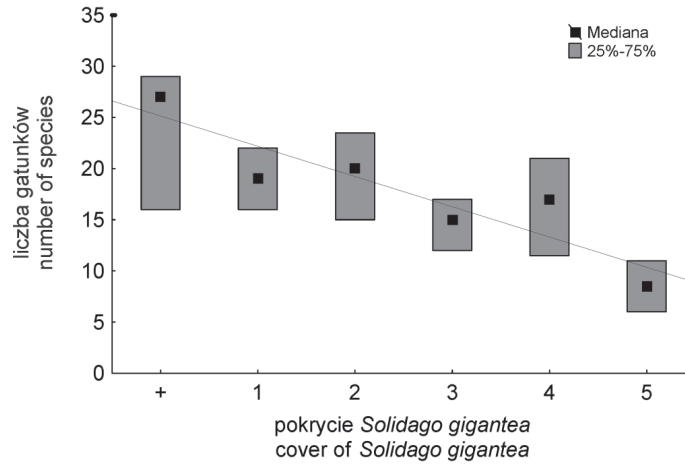
Ryc. 7. Frekwencja siedlisk zajmowanych przez nawłocie i stwierdzonych na środkach powierzchni badawczych. Gwiazdkami oznaczono różnice frekwencji istotne statystycznie.

Fig. 7. The frequency of sites occupied by goldenrods and found in centers of study plots (regular). The statistical significance differences in frequency are marked by asterisk.

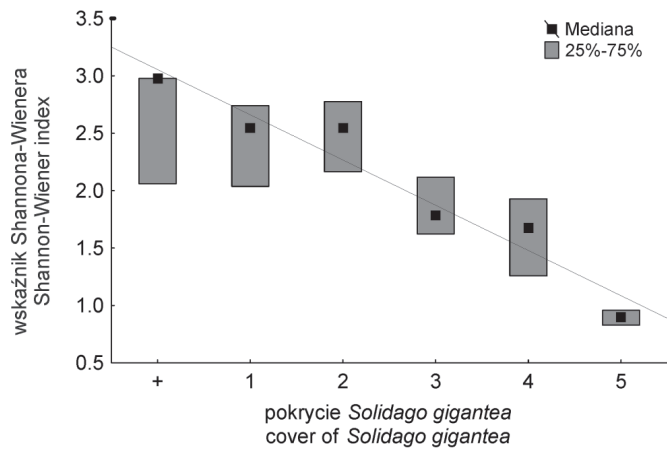
Porównanie frekwencji wystąpień *S. canadensis* i *S. gigantea* na różnych typach siedlisk, nie wykazuje wzorca odmiennego od losowego (dokładne wyniki testów nie pokazane), co oznacza, że te dwa taksomy nie różnią się od siebie co do preferowania określonego typu siedliska.

Na poletkach badawczych stwierdzono od 5 do 36 gatunków, średnio 18. Przy wzroście pokrycia (ilościowości) *Solidago gigantea* w płacie roślinności odnotowano istotny spadek liczby gatunków, jak i różnorodności biologicznej, wyrażonej za pomocą wskaźnika Shannona-Wienera (tab. 1, ryc. 8, 9).

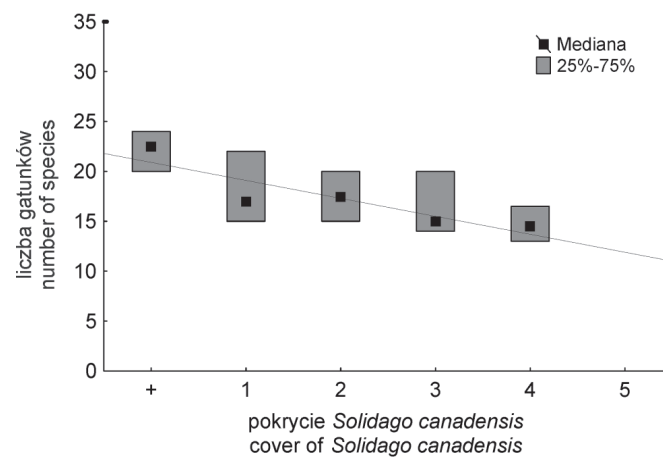
W przypadku wzrostu pokrycia *S. canadensis* następuje istotny spadek liczby gatunków w analizowanych płatach (tab.1, ryc. 10). Odnotowany spadek wartości wskaźnika Shannona-Wienera przy wzroście udziału *S. canadensis* w płacie nie jest istotny statystycznie (tab. 1), przy niewielkich ilościowościach tego gatunku obserwuje się wzrost wartości wskaźnika, a później jego spadek (ryc. 11). W przypadku *S. canadensis* na badanym obszarze nie odnotowano zbiorowisk z najwyższym (5 stopień) pokryciem tego gatunku. W przypadku obu gatunków nawłoci w sumie spadek liczby gatunków, jak i wskaźnika Shannona-Wienera jest istotny statystycznie (tab. 1).



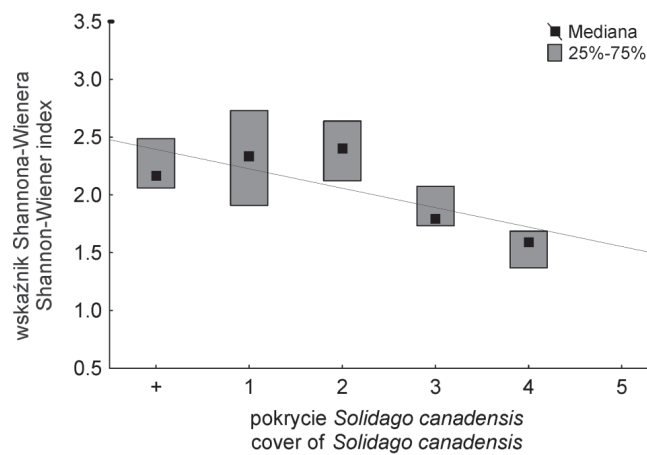
Ryc. 8. Zależność liczby gatunków od pokrycia *Solidago gigantea*
Fig. 8. The correlation of number of species and *Solidago gigantea* cover



Ryc. 9. Zależność wartości wskaźnika Shannona-Wienera od pokrycia *Solidago gigantea*
Fig. 9. The correlation of Shannon-Wiener index and *Solidago gigantea* cover



Ryc. 10. Zależność liczby gatunków od pokrycia *Solidago canadensis*
 Fig. 10. The correlation of number of species and *Solidago canadensis* cover



Ryc. 11. Zależność wartości wskaźnika Shannona-Wienera od pokrycia *Solidago canadensis*
 Fig. 11. The correlation of Shannon-Wiener index and *Solidago canadensis* cover

Tabela 1. Zależność liczby gatunków i wartości wskaźnika Shannona-Wienera od pokrycia *Solidago gigantea*, *S. canadensis* oraz sumy tych gatunków
 Table 1. Correlations of the numbers of species and the Shannon-Wiener index of the cover of *Solidago gigantea*, *S. canadensis*, and sum of these species

	<i>Solidago gigantea</i>	<i>Solidago canadensis</i>	oba gatunki nawłoci/ two species
Liczba gatunków/ Species number	-0,2970 *	-0,2612 *	-0,2818 *
Wskaźnik Shannona-Wienera/ The Shannon-Wiener index	-0,4137 *	-0,1803	-0,2635 *

Objaśnienia: Oznaczone * współczynniki korelacji są istotne z $p < 0,050$
 Explanations: Correlations coefficient marked with * are significant at $p < 0.050$

3. Dyskusja

Przeprowadzone analizy wykazują, że *Solidago gigantea* i *S. canadensis* występują z podobną częstością w Polsce południowo-zachodniej. Uzyskane wyniki odbiegają od przedstawionej w Atlasie rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce (Zajac, Zajac 2001). Niestety z uwagi na różne metody zbioru danych (opróbowanie regularne vs. preferencyjne rejestrowanie stanowisk) nie jest jasne czy w ciągu ostatnich lat nastąpił rzeczywisty wzrost liczebności *S. gigantea*, czy też różnica jest wynikiem innej metody badań. Na obszarze Litwy *Solidago canadensis* jest opisywana jako najszybciej rozprzestrzeniający się i zwiększający zasięg występowania gatunek inwazyjny, podczas gdy *S. gigantea* stale pozostaje tam taksonem rzadkim (Priede 2008). Jednakże dane z pozostałej części Europy Środkowej wskazują na silne rozprzestrzenianie się obu gatunków (Weber 1998).

Dość zaskakujące było zaobserwowanie tendencji do skupiskowego rozmieszczenia poszczególnych taksonów nawłoci na Dolnym Śląsku. Do tej pory brak było w literaturze stwierdzeń o skupiskowości wystąpień nawłoci późnej i kanadyjskiej, a stosowana metoda obserwacji (regularna siatka 10x10 km), sprzyjała by raczej wykazaniu regularnego występowania populacji.

Ponieważ nie stwierdzono różnicy w preferencjach siedliskowych pomiędzy *S. canadensis* i *S. gigantea*, skupiskowość wystąpień może być tłumaczona efektem założyciela – dominuje ten gatunek który wcześniej zasiedlił dostępne siedliska i zdążył się rozprzestrzenić. Efekt ten stwierdzono w skali przestrzennej do około 7 500 km² (wielkość odpowiadająca w przybliżeniu, powierzchni okręgu o promieniu 50 km – posiadane dane nie pozwalają na wiarygodną analizę w większej skali przestrzennej).

Solidago graminifolia wykazuje najniższe tempo kolonizacji (128 km²/rok) spośród gatunków nawłoci (Weber 1998, 2001) i jej zasięg w Europie jest ograniczony do kilku izolowanych stanowisk (Weber 1998). Cechy takie, jak: niska łodyga, mniejsza zdolność rozsiewania i kiełkowania nasion oraz mniejsza częstotliwość nasadzeń w ogrodach prawdopodobnie są przyczyną mniejszego rozprzestrzeniania się tego gatunku w porównaniu z *S. canadensis* i *S. gigantea* (Price i in. 2004; Weber 1998). Według Webera (2001) *S. graminifolia* pozostaje ciągle we wczesnej fazie inwazji, w okresie pomiędzy introdukcją a intensywnym wzrostem liczby populacji (*lag phase*) i jej zasięg ograniczony jest przez inne czynniki, niż klimatyczne. Na obszarze Polski zasięg *S. graminifolia* obejmuje teren Śląska Opolskiego, w obrębie badanego obszaru stwierdzono jej obecność na jednej powierzchni badawczej umiejscowionej przy granicy ze znanym jej zasięgiem w okolicach Niemodlina. Na obszarze Górnego Śląska zasiedla siedliska ruderalne, głównie nieużytki przemysłowe (Kompała-Bąba, Bąba 2006).

Szeroki zakres tolerancji względem warunków środowiska jest istotnym czynnikiem wpływającym na sukces inwazyjny gatunku (Ashton, Mitchell 1989). W pierwotnym zasięgu *Solidago canadensis* występuje na preriach i brzegach lasów, często stanowi komponent roślinności opuszczonych pastwisk, niekoszonych przydroży, siedlisk ruderalnych w obrębie miast (Walck i in. 1999), tworzy także względnie stabilne zbiorowiska na nieużytkach (Harnett, Bazzaz 1983). *Solidago gigantea* występuje częściej na siedliskach wilgotnych, brzegach rzek, mokradłach i wilgotnych zagłębieniach terenu (Jacobs i in. 2004; Weber, Jacobs 2005). Na badanym obszarze gatunki nawłoci nie wykazują preferencji w zasiedlaniu wyróżnionych kategorii siedlisk, występują również w lesie, zarastają niekoszone łąki, rosną na skarpach rowów melioracyjnych, na przydrożach, czy nieużytkach. Podobna zmiana zakresu zajmowanych siedlisk stwierdzona została u pochodzącej z Europy *Lythrum salicaria* w jej zasięgu inwazyjnym (Ameryka). Zajmowane przez ten gatunek siedliska w nowym zasięgu charakteryzowały się większą zmiennością poziomu wody oraz występowaniem skąpej roślinności (Bastlová-Hanzélyová 2001).

Inwazje roślin obcego pochodzenia, obok fragmentacji i degeneracji siedlisk naturalnych, stanowią jedno z najpoważniejszych zagrożeń różnorodności biologicznej (Byers i in. 2002). Liczne są badania, dotyczące schematu oraz mechanizmów procesu inwazji (Rejmánek i in. 2005). Brak jednak szczegółowych danych, dotyczących bezpośredniego wpływu gatunków inwazyjnych na zasiedlane ekosystemy (Williamson 2001; Parker i in. 1999). Na analizowanym obszarze dwa najczęściej występujące gatunki nawłoci: *Solidago canadensis* i *S. gigantea* wpływają negatywnie na liczbę gatunków w zasiedlanym płacie roślinności. Brak stwierdzenia takiej istotnej statystycznie liniowej korelacji pomiędzy pokryciem *S. canadensis* a wartością wskaźnika Shannona-Wienera

można tłumaczyć charakterem wzrostu i sposobem rozprzestrzeniania się tego gatunku. *Solidago canadensis* tworzy zwarte kępy, pomiędzy którymi, w początkowym etapie zajmowania nowego terenu mogą pojawiać się inne gatunki, podczas gdy, *S. gigantea* tworzy dłuższe rozłogi, występując głównie łanowo. Ponadto nie badano stanowisk gdzie pokrycie *S. canadensis* osiąga wartość 5 w skali Braun-Blanqueta. W porównaniu bogactwa, zróżnicowania oraz składu gatunkowego fitocenozy złożonych z gatunków rodzimych i tych, gdzie występują gatunki inwazyjne na terenie Czech opisywany jest nawet 90% spadek liczby gatunków w płatach z gatunkami inwazyjnymi (Hejda i in. 2009). Autorzy podkreślają także wpływ wysokości pędów roślin inwazyjnych na ograniczanie różnorodności biologicznej. Gatunki wyższe od roślinności rodzimej w większym stopniu powodują spadek wskaźnika Shannona-Wienera (Hejda i in. 2009). Jednakże na badanym obszarze *Solidago gigantea* – gatunek osiągający średnio mniejszą wysokość pędów wykazuje silniejszy wpływ na obniżenie różnorodności biologicznej, niż *S. canadensis*, która osiąga większe rozmiary (Szymura, Wolski 2006).

4. Wnioski

- Na obszarze Dolnego Śląska *Solidago canadensis* i *S. gigantea* są najczęstszymi gatunkami nawłoci i występują na podobnej liczbie stanowisk, rozmieszczenie stanowisk tych gatunków ma charakter skupiskowy: stwierdzono obszary częstszego wystąpienia jednego gatunku przy jednocześnie mniejszej częstotliwości drugiego. Jest to prawdopodobnie związane z czasem kolonizacji poszczególnych regionów przez poszczególne gatunki.
- Nawłocie preferują takie siedliska jak: ciekły, miedze, nieużytki, okrajki, przydroża i przypłocia, zaś unikają lasów i upraw. *Solidago canadensis* i *S. gigantea* nie różnią się od siebie preferencjami w stosunku do zajmowanych typów siedlisk. Dlatego też często występują w tych samych płatach roślinności.
- Wzrost pokrycia *S. gigantea* powoduje spadek liczby gatunków i wartości wskaźnika Shannona-Wienera w zasiedlanych płatach roślinności. Wzrost pokrycia *S. canadensis* powoduje spadek liczby gatunków w zasiedlanych płatach roślinności, zaś spadek wartości wskaźnika Shannona-Wienera nie jest istotny statystycznie. W przypadku analizy prowadzonej dla *S. gigantea* i *S. canadensis* w sumie obserwowany jest istotny spadek liczby gatunków, jak i wskaźnika Shannona-Wienera. Stanowi to potwierdzenie ograniczania różnorodności biologicznej przez gatunki uznane za inwazyjne.

Projekt współfinansowany z grantu MNiSW nr N N305 401438

Literatura

- ASHTON P. J., MITCHELL D. S. 1989. Aquatic plants: Patterns and model of invasion, attributes of invading species, and assesment of control program. – W: DRAKE J. A., MOONEY H. A., DI CASTRI F., GROVES R. H., KRUGER F. J., REJMÁNEK M., WILLIAMSON M. (red.), Biological invasions. – John Willey & Sons, Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore, s. 111–154.
- BASTLOVÁ-HANZÉLYOVÁ D. 2001. Comparative study of native and invasive populations of *Lythrum salicaria*: population characteristics, site and community relationships. – W: BRUNDU G., BROCK J., CAMARDA I., CHILD L., WADE M. (red.), Plant Invasions: Species Ecology and Ecosystem Management. – Backhuys Publishers, Leiden, Netherlands, s. 33–40.
- Baza danych Związku Szkółkarzy Polskich. <http://zszp.pl>
- BRAUN-BLANQUET J. 1964. Pflanzensozologie. – Springer. Wien, New York, 865 ss.
- BYERS J. E., REICHARD S., RANDALL J. M., PARKER I. M., SMITH C. S., LONSDALE W. M., ATKINSON I. A. E., SEASTEDT T. R., WILLIAMSON M., CHORNESKY E., HAYES D. 2002. Directing research to reduce the impacts of nonindigenous species. – *Conserv Biol.* **16**: 630–640.
- DAJDOK Z., NOWAK A. 2007. *Solidago graminifolia* in Poland: spread and habitat preferences. – W: TOKARSKA-GUZIŁ B., BROCK J.H., BRUNDU G., CHILD, L., DAEHLER C.C., PYSEK P. (red.), Plant Invasions: Human perception, ecological impacts and management. – Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, s. 101–116.
- GUZIKOWA M., MAYCOCK P. F. 1986. The invasion and expansion of three North American species of goldenrod (*Solidago canadensis* L. sensu lato, *S. gigantea* Ait. and *S. graminifolia* (L.) Salisb. in Poland. – *Acta Soc. Bot. Pol.* **55**(3): 367–384.
- HARNETT D. C., BAZZAZ F. A. 1983. Phytosociological integration among interclonal ramets in *Solidago canadensis*. – *Ecology* **64**(4): 779–788.
- HAASE P. 1995. Spatial pattern analysis in ecology based on Ripley's *K*-function: Introduction and methods of edge correction. – *J. Veg. Sci.* **6**: 575–582.
- HEJDA M., PYSEK P., JAROŠÍK V. 2009. Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. – *J. Ecol.* **97**: 393–403.
- HITCHMOUGH J., DE LA FLEUR M., FINDLAY C. 2004. Establishing North American prairie vegetation in urban parks in northern England. Part 1. Effect of sowing season, sowing rate and soil type. – *Landscape Urban. Plann.* **66**: 75–90.
- JACOBS G., WEBER E., EDWARDS P. J. 2004. Introduced plants of the invasive *Solidago gigantea* (Asteraceae) are larger and grow denser than co specific in the native range. – *Divers. Distrib.* **10**: 11–19.
- KOMPALA-BABA A., BABA W. 2006. *Solidago graminifolia* (L.) Elliott on antropogenic sites of the Silesian Upland (Poland). – *Biodiv. Res. Conserv.* **3–4**: 329–332.
- LONSDALE W.M. 1999. Global Patterns of Plant Invasions and the Concept of Invasibility. – *Ecology* **80**(5): 1522–1536.

- MEYER G., CLARE R., WEBER E. 2005. An experimental test of the evolution of increased competitive ability hypothesis in goldenrod, *Solidago gigantea*. – *Oecologia* **144**: 299–307.
- MOROŃ D., LENDA M., SKÓRKA P., SZENTGYÖRGYI, SETTELE J., WOYCIECHOWSKI M. 2009. Wild pollinator communities are negatively affected by invasion of alien goldenrods in grassland landscapes. – *Biol. Conserv.* **142**: 1322–1332.
- PARKER I. M., SIMBERLOFF D., LONSDALE W. M., GOODELL K., WONHAM M., KAREIVA P. M., WILLIAMSON M. H., VON HOLLE B., MOYLE P. B., BYERS B. E., GOLDWASSER L. 1999. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. – *Biol. Invas.* **1**: 3–19.
- PRICE J., BEVER J. D., CLAY K. 2004. Genotype, environment, and genotype by environment interactions determine quantitative resistance of leaf rust (*Coleosporium asterun*) in *Euthamia graminifolia* (Asteraceae). – *New Phytol.* **162**: 729–743.
- PRIEDE A. 2008. Invasive non-native *Solidago* species in Latvia: expansion history and current distribution. – *Proceedings of the Latvian Academy of Sciences, Sect. B* **62**: 78–83.
- REJMÁNEK M. 1989. Invasibility of Plant Communities. – W: DRAKE J. A., MOONEY H. A., DI CASTRI F., GROVES R. H., KRUGER F. J., REJMÁNEK M., WILLIAMSON M. (red.), *Biological invasions*. – John Wiley & Sons, Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore, **37**: 369–387.
- REJMÁNEK M., RICHARDSON D. M., HIGGINS S. I., PITCAIRN M. J., GROTKOPP E. 2005. Ecology of invasive plants: state of the art. – W: MOONEY H. A., MACK R. M., MCNEELY J. A., NEVILLE L., SCHEI P., WAAGE J. (red.), *Invasive Alien Species: Searching for Solutions*. – Island Press, Washington, D.C., s. 104–161.
- RIPLEY, B. D. 1976. The second-order analysis of stationary point processes. – *J. Appl. Prob.* **13**: 255–266.
- ROSENBERG M. S., ANDERSON C. D. 2011. PASSAGE: Pattern Analysis, Spatial Statistics, and Geographic Exegesis. Version 2. – *Methods in Ecology and Evolution* **2**. (w druku).
- RUTKOWSKI L. 2006. Klucz do oznaczania roślin naczyniowych Polski niżowej. – *Wyd. Nauk. PWN Warszawa*, 816 ss.
- SCHLAEPFER D. R., EDWARDS P. J., WIDMER A., BILLETER R. 2008. Phylogeography of native ploidy levels and invasive tetraploids of *Solidago gigantea*. – *Mol. Ecol.* **17**: 5245–5256.
- SEMPLE J. C., COOK R. E. 2006. *Solidago*. – W: Flora North America Editorial Committee (red.), *Flora of North America*. – Oxford University Press, Oxford, s. 107–166.
- SOKAL R. R., ROHLF F. J. 1995. *Biometry* (third edition). – W. H. Freeman and Co. New York, 937 ss.
- SZYMURA M., WOLSKI K. 2006. Zmiany krajobrazu pod wpływem ekspansywnych bylin północnoamerykańskich z rodzaju *Solidago* L. – *Regionalne Studia Ekologiczno-Krajobrazowe, Problemy Ekologii Krajobrazu* **16**(1): 451–460.
- SZYMURA M., WOLSKI K. 2011. Leaf epidermis traits as tools to identify *Solidago* L. taxa in Poland. – *Acta Biol. Cracov., Ser. Bot.* **53**(1): 38–46.

- TOKARSKA-GUZIŁ, B. 2005. The Establishment and Spread of Alien Plant Species (Kenophytes) in the Flora of Poland. – Prace Nauk. Uniw. Śląskiego **2372**, Katowice, s. 1–192.
- TOKARSKA-GUZIŁ B. 2003. The expansion of some alien plant species (neophytes) in Poland. – W: CHILD L. E., BROCK J. H., BRUNDU G., PRACH K., PYSEK P., WADE P. M., WILLIAMSON M. (red.), Plant Invasions: Ecological Treats and Management Solutions. – Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, s. 147–167.
- TOKARSKA-GUZIŁ B. 2001. The history of studies of invasive alien plants in Poland. – W: BRUNDU G., BROCK J., CAMARDA L., CHILD L., WADE M. (red.), Plant Invasions: Species Ecology and Ecosystem Management. – Backhuys Publishers, Leiden, Netherlands, s. 245–254.
- WALCK J. L., BASKIN J. M., BASKIN C. C. 1999. Relative competitive abilities and growth characteristics of a narrowly endemic and a geographically widespread *Solidago* species (Asteraceae). – Am. J. Bot. **86**(6): 820–828.
- WEBER E. 1997. The alien flora of Europe - a taxonomic and biogeographic review. – J. Veg. Sci. **8**: 565–572.
- WEBER E. 1998. The dynamics of plant invasions: a case study of tree exotic goldenrod species (*Solidago* L.) in Europe. – J. Biogeogr. **25**: 147–154.
- WEBER E. 2000. Biological flora of Central Europe: *Solidago altissima* L. – Flora **195**: 123–134.
- WEBER E. 2001. Current and potential ranges of three exotic goldenrods (*Solidago*) in Europe. – Conserv. Biol. **15**: 122–128.
- WEBER E. 2003. Invasive plant species of the world. A reference guide to environmental weeds. – CABI Publishing, Wallingford, ss. 560
- WEBER E., JACOBS G. 2005. Biological flora of central Europe: *Solidago gigantea* Aiton. – Flora **200**: 109–118.
- WILLIAMSON M. 2001. Can the impact of invasive species be predicted? – W: GROVES R. H., PANETTA F. D., VIRTUE J. G. (red.), Weed Risk Assessment. – CSIRO, Canberra, s. 20–33.
- ZAJĄC A., ZAJĄC M. (red.) 1992. Distribution Atlas of Vascular Plants in Poland (ATPOL). Prospectus. – Laboratory of Computer Chorology, Institute of Botany, Jagiellonian University, Kraków, 32 ss.
- ZAJĄC A., ZAJĄC M. (red.) 2001. Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce. – Pracownia Chorologii Komputerowej Instytutu Botaniki Uniw. Jagiellońskiego, Kraków, 714 ss.

Summary

The presence of goldenrods were confirmed in 67% of the analyzed study plots. The most numerous species was *Solidago canadensis*, which was found at 89 sites. *S. gigantea* was found at 81 sites. For both species, the spatial distribution was clumped in the whole analyzed range of distance (10 to 50 km). *S. virgaurea* was found at eight sites. *S. graminifolia* was found at only one site.

The most abundant types of habitats in the center of the study sites were agricultural areas such as meadows, cultivated fields and fallow fields (54%) and forests (28%). *Solidago* species most often occupied habitats like the banks of watercourses, bounds, fallows, edges, roadsides and fences, but not in forests and agricultural areas. Comparison of frequency of occurrence of *S. canadensis* and *S. gigantea* in different types of habitats shows that these species do not differ in their preferences for particular types of habitat.

The higher the cover of *Solidago gigantea* in invaded patches of vegetation, the lower the number of species and biodiversity as reflected by the Shannon-Wiener index. For *S. canadensis*, there was a the significant decrease of number of species in the vegetation patch , but the decrease in the Shannon-Wiener index was not statistical significant. The reason could be the spatial structure of populations of this species. It occurred in relatively small clumps, especially at the beginning of the succession process. The space between clumps allows populations of other plant species to grow. Patches of vegetation with a cover of *S. canadensis* on 5 on the Braun-Blanquet scale were not studied. When both species were analyzed together, there was a significant decrease in number of species and the Shannon-Wiener index.