

# Kto groźniejszy: obcy czy swój? Negatywne oddziaływanie nawłoci późnej *Solidago gigantea*, pokrzywy zwyczajnej *Urtica dioica* i przytuli czepnej *Galium aparine* na gatunki runa leśnego we wtórnych lasach olszowych posadzonych na gruntach porolnych<sup>1</sup>

Anna Orczewska

**Abstrakt.** Celem badań było porównanie wpływu trzech nitrofilnych gatunków ekspansywnie rozwijających się w runie wtórnych lasów olszynowych na gruntach porolnych na ogólne bogactwo i różnorodność gatunkową oraz na proces migracji gatunków leśnych do runa tych lasów. Były to dwa gatunki rodzime, tj. pokrzywa zwyczajna *Urtica dioica* L. i przytulia czepna *Galium aparine* L. oraz gatunek północnoamerykański – nawłoc późna *Solidago gigantea* Aiton. Pomimo tego, że nawłoc późna uważana jest za groźny gatunek inwazyjny, opanowujący runo zdegenerowanych, podmokłych lasów, płaty w których dominowała cechowała wyższa frekwencja i pokrycie gatunków runa, gatunków wskaźnikowych starych lasów, a także myrmekochorów i barochorów niż lasy z runem zdominowanym przez pozostałe dwa gatunki. Najniższą frekwencję i pokrycie gatunki leśne miały w płatach opanowanych przez pokrzywę. Pokrzywa i przytulia mogą ograniczać osiedlanie się gatunków leśnych we wtórnych lasach jeszcze silniej niż nawłoc, czego nie należy ignorować w działaniach praktycznych na rzecz odtwarzania lasów na żyznych i wilgotnych siedliskach połąkowych.

**Słowa kluczowe:** hamowanie, konkurencyjne wykluczanie, migracja roślin runa, gatunki wskaźnikowe starych lasów, nitrofilne ekspansywne rośliny, neofit

**Abstract.** Who is more dangerous: the alien or the native? The negative impact of *Solidago gigantea*, *Urtica dioica* and *Galium aparine* on the herbaceous woodland species in recent post-agricultural alder woods. The studies aimed at comparing the effects of the three nitrophilous expansive herbs present in the post-agricultural black alder woods on the species richness and diversity and the migration of forest species into their herb layer. Thus, the following two native species were chosen: *Urtica dioica* and *Galium aparine*, and one alien species from North America – *Solidago gigantea*. Despite the fact that giant goldenrod is regarded as a dangerous, invasive species, widespread in the herbaceous layer of degenerated, dump forests, the frequency and cover of all species, frequency and cover of ancient woodland

<sup>1</sup> Praca naukowa finansowana ze środków na naukę w latach 2005-2007 jako projekt badawczy nr 2P04F 059 29

indicator species, myrmecochores and barochores were higher in plots dominated by *Solidago gigantea* than in the other two types of recent forests. The lowest frequency and cover of woodland species were noted in the recent woods with stinging nettle. Thus, it appears that *Urtica dioica* and *Galium aparine* may inhibit the recolonization of the herb layer of recent woods by forest species more severely than giant goldenrod. This observation should be taken into consideration when the establishment of the secondary woods on former, damp meadows is planned.

**Keywords:** inhibition, competitive exclusion, migration of herbaceous species, ancient woodland indicator species, nitrophilous expansive herbs, neophyte

## Wstęp i cel badań

Negatywny wpływ inwazyjnych gatunków obcego pochodzenia na strukturę i wewnętrzną dynamikę zbiorowisk roślinnych, do których wnikają, był tematem ogromnej liczby doniesień naukowych (m. in. Pyšek i Prach 1993; Faliński 1998; Dzwonko i Loster 1997; Richardson et al. 2000; Orczewska i Chmura 2001; Woźniak et al. 2007) i nie budzi dziś żadnych wątpliwości. Rozprzestrzenianie się kenofitów powoduje wiele problemów nie tylko w ochronie przyrody, stanowiąc zagrożenie dla rodzimych gatunków i zbiorowisk, ale też i straty ekonomiczne, stąd powstało szereg programów mających za zadanie czynną walkę z gatunkami obcymi (Dajdok i Pawlaczyk 2009). Rozprzestrzenianie się gatunków inwazyjnych prowadzić może m. in. do spadku bogactwa gatunkowego, zakłóceń w przebiegu procesów ekologicznych, na przykład w sukcesji wtórnej, a w konsekwencji do trywializacji szaty roślinnej na poziomie lokalnym i regionalnym (Faliński 1998). Gatunki obcego pochodzenia wkraczają do rodzimych zbiorowisk, w odpowiedzi na działające w nich zakłócenia, a także do układów o charakterze antropogenicznym. Ekosystemy przekształcone lub powstałe wskutek presji człowieka są zatem szczególnie podatne na osiedlanie się w nich gatunków inwazyjnych. W lasach, obok ekosystemów silnie zdegenerowanych wskutek gospodarki leśnej, do grupy najbardziej zagrożonych należą przede wszystkim wtórne lasy, powstałe na odłogowanych polach i porzuconych łąkach. Warto podkreślić fakt, że warstwę zielną wtórnych lasów cechuje brak lub znikomy udział gatunków leśnych, a naturalny proces ich powrotu trwa kilkadziesiąt, a nawet kilkaset lat i nie zawsze jest możliwy (Peterken i Game 1984; Dzwonko i Loster 1990, 1992; Matlack 1994; Brunet i von Oheimb 1998; Singleton et al. 2001; Verheyen et al. 2003; Orczewska 2009a, b). Ponadto runo lasów powstałych na gruntach porolnych, szczególnie tych, które rosną na siedliskach żyznych, równie często opanowane jest przez nitrofilne gatunki rodzimego pochodzenia, takie jak pokrzywa zwyczajna, cechujące się szybkim wzrostem klonalnym i ekspansywnością. Obecność pokrzywy wpływa negatywnie na tempo sukcesji wtórnej, a zatem na osiedlanie się rodzimych gatunków leśnych w runie wtórnych lasów (Verheyen et al. 1999; De Keersmaeker et al. 2004; Orczewska 2009a). Celem badań było więc znalezienie odpowiedzi na pytanie czy w tak daleko zmienionych układach, o niestabilizowanej strukturze warstwy zielnej, jakimi są lasy na gruntach porolnych, jedynym zagrożeniem biotycznym dla powrotu gatunków leśnych do ich runa są gatunki obcego pochodzenia, czy też masowo rozwijające się rodzime, ubikwistyczne gatunki są na tyle ekspansywne, że w równym, a być może w większym

stopniu niż kenofity hamują proces odtwarzania się runa w lasach wtórnych. Odpowiedzi na te pytania szukano badając wtórne lasy olszynowe, posadzone na porzuconych, podmokłych łąkach.

## Teren i metody badań

Badania prowadzono na terenie Kotliny Żmigrodzkiej (51°28'N; 16°54'E) i Równiny Oleśnickiej (51°04'N; 17°43'E), we wtórnych lasach olszynowych, posadzonych w miejscu podmokłych łąk. Runo tych lasów zdominowane było albo przez gatunki rodzime, tj. pokrzywę zwyczajną *Urtica dioica* lub/i przytulię czepną *Galium aparine* lub też przez gatunek obcego pochodzenia – nawłóć późną *Solidago gigantea*. Nawłóć to gatunek północnoamerykański, w granicach swojego naturalnego zasięgu często rosnący na glebach wilgotnych (Abrahamson et al. 2005). Choć w Europie występuje na glebach o szerokim spektrum wilgotności i żyzności, jest jednak częstym elementem zarastających, wilgotnych łąk oraz wilgotnych lasów. Średni wiek drzewostanu w wymienionych typach wtórnego lasu wynosił odpowiednio 23, 33 i 26 lat. Poletka badawcze, o powierzchni 16 m<sup>2</sup>, wybierano w płatach, w których jeden z wymienionych wyżej gatunków osiągał bardzo wysokie pokrycie, mieszczące się w zakresie od 50% do 100%. W kwadratach za pomocą densjometru sferycznego zmierzono zwarcie drzewostanu, a fotometrem natężenie światła fotosyntetycznie czynnego (PAR) na dnie lasu (wyniki pomiarów PAR wyrażono procentem natężenia światła zmierzonego w tym samym czasie na otwartej przestrzeni). Ponadto w każdym kwadracie oszacowano wizualnie projektywne pokrycie procentowe wszystkich gatunków warstwy zielonej. Następnie dla każdego z kwadratów policzono bogactwo gatunkowe (łączną liczbę gatunków), różnorodność gatunkową (wskaźnik Shannona), sumaryczne pokrycie procentowe gatunków runa (z wyłączeniem pokrycia gatunku dominującego), liczbę i pokrycie gatunków wskaźnikowych starych lasów (Dzwonko i Loster 2001) oraz gatunków reprezentujących różne typy rozsiewania diaspor. Wartości wymienionych parametrów florystycznych w płatach z runem zdominowanym przez pokrzywę, przytulię lub nawłóć porównano testem Kruskala-Wallis. Ponadto za pomocą testu korelacji rang Spearmana zbadano związek między pokryciem *Solidago gigantea* i *Galium aparine* a wymienionymi wyżej zmiennymi. Z uwagi na to, że relacje między pokryciem *Urtica dioica* a wyróżnionymi parametrami florystycznymi nie miały przebiegu liniowego, a transformacja danych nie doprowadziła do uzyskania takiego przebiegu, gatunek ten wyłączono z opisanych wyżej analiz. Wartość wskaźnika różnorodności gatunkowej Shannona policzono w programie MVSP 3.1, a pozostałe obliczenia statystyczne wykonano w programie Statistica 9.0.

## Wyniki

Badane płaty nie różniły się istotnie między sobą zwarcie drzewostanu, które niezależnie od typu zbiorowiska wynosiło 80%, ani też ogólnym pokryciem runa, sięgającym 95-100%. Istotne różnice stwierdzono natomiast w wartościach wskaźnika Shannona, albowiem w płatach z nawłocią późną różnorodność gatunkowa była wyraźnie wyższa, niż w dwóch pozostałych typach zbiorowisk. Dla odmiany różnice w natężeniu światła fotosyntetycznie czynnego na dnie lasu nie były znaczące, choć w lasach z runem zdominowanym przez nawłóć było ono wyższe niż w pozostałych dwóch typach lasów, w których kształtowało się na zbliżonym poziomie (tab. 1).

**Tab. 1.** Różnice w średnich wartościach zwarcia drzewostanu, natężenia światła fotosyntetycznie czynnego (PAR) i wskaźnika różnorodności gatunkowej Shannona we wtórnych lasach olszynowych opanowanych przez *Solidago gigantea*, *Urtica dioica* i *Galium aparine*. Istotność statystyczna na podstawie testu Kruskala-Wallisa. n. s. – różnica nieistotna statystycznie. N – liczba poletek, z których pochodzą dane

*Table 1. Differences in mean values of the tree canopy cover, photosynthetically active radiation (PAR) and Shannon diversity index in recent alder woodlands with the herb layer dominated by Solidago gigantea, Urtica dioica and Galium aparine. Significance level according to the Kruskal-Wallis test. n. s. – not significant difference. N – number of sampling plots*

| Zmienna   | Gatunek dominujący w runie       |                              |                               | P     |
|---|----------------------------------|------------------------------|-------------------------------|-------|
|   | <i>Solidago gigantea</i><br>N=12 | <i>Urtica dioica</i><br>N=38 | <i>Galium aparine</i><br>N=31 |       |
| Zwarcie drzewostanu                               | 79,87 (±5,69)                    | 80,53 (±10,33)               | 80,24 (±6,88)                 | n. s. |
| PAR (natężenie światła fotosyntetycznie czynnego) | 25,24 (±15,55)                   | 17,28 (±11,49)               | 15,81 (±10,93)                | n. s. |
| Wskaźnik różnorodności gatunkowej Shannona        | 3,48 (±0,45)                     | 2,86 (±0,75)                 | 2,86 (±0,41)                  | ≤0,01 |

Wpływ pokrzywy zwyczajnej, przytulii czepnej i nawłoci późnej na runo wtórnych lasów był zróżnicowany (tab. 2). W płatach opanowanych przez nawłoc frekwencja i pokrycie gatunków runa były znacząco wyższe niż w zbiorowiskach z przytulią i pokrzywą. Wyższą frekwencją i pokryciem w tym zbiorowisku, w stosunku do pozostałych typów płatów, odznaczały się też gatunki wskaźnikowe starych lasów oraz gatunki o mało efektywnych sposobach rozprzestrzeniania diaspor, tj. myrmekochoryczne i barochoryczne. Najniższą zaś frekwencję i pokrycie gatunki wskaźnikowe starych lasów i myrmekochory miały w lasach z runem zdominowanym przez pokrzywę, a barochory w runie opanowanym przez przytulię (tab. 2).

Wraz ze wzrostem pokrycia *Solidago gigantea* oraz *Galium aparine* malała ogólna liczba i pokrycie gatunków warstwy zielonej, różnorodność gatunkowa Shannona, pokrycie projekttywne gatunków wskaźnikowych starych lasów, a także frekwencja i pokrycie gatunków rozmnażających się wegetatywnie (tab. 3).

**Tab. 2.** Średnia frekwencja i sumaryczne pokrycie procentowe (w nawiasie odchylenie standardowe) wszystkich gatunków runa, gatunków wskaźnikowych starych lasów oraz gatunków o różnych typach rozsiewania diaspor we wtórnych lasach olszynowych opanowanych przez *Solidago gigantea*, *Urtica dioica* i *Galium aparine*. Istotność statystyczna na podstawie testu Kruskala-Wallisa. AWS – gatunek wskaźnikowy starych lasów wg Dzwonko i Loster (2001). Typ rozsiewania na podstawie literatury: Myrm – myrmekochor; Baro – barochor; Ballo – ballochor; An1 – anemochor, o drobnych diasporach; An2 – anemochor, o diasporach wyposażonych w aparaty lotne; Epi – epizoochor; Endo – endozoochor; Weget – gatunek rozmnażający się wegetatywnie; Hydro – hydrochor; Agri – gatunek niewyspecjalizowany, którego rozsiewanie ułatwiane jest przez praktyki rolnicze; n. s. – różnica nieistotna statystycznie. N – liczba poletek, z których pochodzą dane

*Table 2. Mean frequency and cover (and standard deviation in brackets) of all herbaceous species, ancient woodland indicator species and species representing different dispersal modes in recent alder woodlands with the herb layer dominated by *Solidago gigantea*, *Urtica dioica* and *Galium aparine*. Significance level according to the Kruskal-Wallis test. AWS – ancient woodland indicator species (after Dzwonko and Loster 2001). Dispersal mode types are given after the literature sources: Myrm – myrmecochorous; Baro – barochorous; Ballo – ballochorous; An1 – anemochorous, with small diaspores; An2 – anemochorous, with diaspores with pappus or wings; Epi – epizoochorous; Endo – endozoochorous; Weget – species spreading vegetatively; Hydro – hydrochorous; Agri – species unspecialized but dispersed widely as a result of agricultural practices; n. s. – not significant difference. N – number of sampling plots*

|                 | Frekwencja                       |                              |                               | p      | Sumaryczne pokrycie              |                              |                               | P      |
|-----------------|----------------------------------|------------------------------|-------------------------------|--------|----------------------------------|------------------------------|-------------------------------|--------|
|                 | <i>Solidago gigantea</i><br>N=12 | <i>Urtica dioica</i><br>N=38 | <i>Galium aparine</i><br>N=31 |        | <i>Solidago gigantea</i><br>N=12 | <i>Urtica dioica</i><br>N=38 | <i>Galium aparine</i><br>N=31 |        |
| Gatunki runa    | 29,50<br>(±4,23)                 | 23,42<br>(±10,24)            | 20,29<br>(±5,23)              | ≤0,01  | 231,83<br>(±70,55)               | 176,29<br>(±74,91)           | 216,29<br>(±58,03)            | ≤0,05  |
| AWS             | 12,08<br>(±3,94)                 | 5,89<br>(±2,90)              | 7,45<br>(±2,62)               | ≤0,001 | 110,17<br>(±58,12)               | 53,05<br>(±43,73)            | 101,23<br>(±54,90)            | ≤0,001 |
| Myrm            | 4,17<br>(±1,34)                  | 2,95<br>(±1,31)              | 3,32<br>(±1,22)               | ≤0,05  | 52,25<br>(±33,50)                | 33,53<br>(±29,19)            | 53,00<br>(±27,94)             | ≤0,01  |
| Baro            | 1,00<br>(±0,74)                  | 0,55<br>(±0,69)              | 0,39<br>(±0,56)               | ≤0,05  | 5,50<br>(±6,35)                  | 0,87<br>(±1,55)              | 0,65<br>(±1,38)               | ≤0,01  |
| Ballo           | 3,00<br>(±1,04)                  | 1,79<br>(±1,40)              | 1,16<br>(±0,69)               | ≤0,001 | 33,67<br>(±24,31)                | 11,55<br>(±16,11)            | 22,61<br>(±29,08)             | ≤0,05  |
| An <sub>1</sub> | 0,75<br>(±0,62)                  | 0,79<br>(±0,62)              | 0,61<br>(±0,67)               | n. s.  | 0,75<br>(±0,62)                  | 0,79<br>(±0,62)              | 0,61<br>(±0,67)               | n. s.  |
| An <sub>2</sub> | 8,92<br>(±1,73)                  | 8,95<br>(±5,68)              | 6,26<br>(±2,22)               | ≤0,01  | 126,50<br>(±26,62)               | 115,95<br>(±46,02)           | 70,03<br>(±37,09)             | ≤0,001 |
| Epi             | 8,25<br>(±1,86)                  | 6,16<br>(±2,03)              | 5,35<br>(±1,33)               | ≤0,001 | 76,42<br>(±38,02)                | 128,03<br>(±36,40)           | 143,52<br>(±35,01)            | ≤0,001 |
| Endo            | 2,83<br>(±1,47)                  | 2,08<br>(±1,36)              | 2,06<br>(±1,31)               | n. s.  | 9,75<br>(±8,70)                  | 7,63<br>(±11,25)             | 11,03<br>(±19,07)             | n. s.  |
| Weget           | 14,75<br>(±4,22)                 | 11,18<br>(±6,75)             | 8,45<br>(±3,15)               | ≤0,01  | 104,67<br>(±50,49)               | 132,34<br>(±56,96)           | 84,97<br>(±54,44)             | ≤0,01  |
| Hydro           | 3,75<br>(±1,48)                  | 1,89<br>(±1,54)              | 2,10<br>(±1,60)               | ≤0,01  | 8,33<br>(±4,16)                  | 6,92<br>(±12,70)             | 7,48<br>(±8,51)               | n. s.  |
| Agri            | 4,75<br>(±1,91)                  | 5,63<br>(±2,30)              | 4,23<br>(±1,15)               | n. s.  | 126,75<br>(±55,88)               | 84,03<br>(±41,28)            | 111,19<br>(±29,77)            | ≤0,05  |

**Tab. 3.** Związek między pokryciem *Solidago gigantea* i *Galium aparine* a wybranymi zmiennymi florystycznymi. Istotność statystyczna na podstawie testu korelacji rang Spearmana. n. l. – relacja nieliniowa

Table 3. Relationship between the cover of *Solidago gigantea* and *Galium aparine* and the selected floristic variables. Significance level according to the Spearman rank correlation test. n. l. – non-linear relationship

|  | <i>Solidago gigantea</i> N=12 |        | <i>Galium aparine</i> N=31 |          |
|--|-------------------------------|--------|----------------------------|----------|
|  | R                             | P      | R                          | P        |
| Ogólna liczba gatunków runa                                  | -0,65                         | ≤0,05  | -0,62                      | ≤0,001   |
| Sumaryczne pokrycie gatunków runa                            | -0,58                         | ≤0,05  | -0,67                      | ≤0,0001  |
| Wskaźnik różnorodności gatunkowej Shannona                   | -0,81                         | ≤0,01  | -0,70                      | ≤0,0001  |
| Liczba gatunków wskaźnikowych starych lasów                  | -0,84                         | ≤0,001 | n. l.                      | n. l.    |
| Sumaryczne pokrycie gatunków wskaźnikowych starych lasów     | -0,79                         | ≤0,01  | -0,37                      | ≤0,05    |
| Liczba gatunków myrmekochorycznych                           | n. l.                         | n. l.  | -0,46                      | ≤0,01    |
| Liczba gatunków rozmnażających się wegetatywnie              | -0,85                         | ≤0,001 | -0,71                      | ≤0,00001 |
| Sumaryczne pokrycie gatunków rozmnażających się wegetatywnie | -0,60                         | ≤0,05  | -0,46                      | ≤0,01    |

## Dyskusja i wnioski

Przedstawione wyniki dowodzą, że masowo rozprzestrzeniające się w runie wtórnych olszyn nitrofilne gatunki, zarówno rodzime, jak i obcego pochodzenia, wpływają negatywnie na bogactwo i różnorodność gatunkową. Mechanizm wpływu takich gatunków określa się w literaturze jako efekt konkurencyjnego wykluczania, a wspomniane ubikwistyczne gatunki działają jako inhibitory (sensu Connel, Slatyer 1977) w procesie powrotu lasu na porzucone łąki i pastwiska. O ujemnym wpływie pokrzywy, a także przytulii czepnej na tempo sukcesji wtórnej w lasach na gruntach porolnych donosiło wielu autorów (m. in. Hermy et al. 1993; Honnay et al. 1999; De Keersmaeker et al. 2004; Hipps et al. 2005; Orczewska 2009a, b). Podobny efekt wśród gatunków rodzimych mogą mieć jeżyny, a także niektóre trawy i turzyce, a czym pisali m. in. Hermy et al. (1999); Dzwonko i Gawroński (1994) oraz Brunet i von Oheimb (1998). Równie często obserwacje tego typu odnoszą się do wpływu gatunków obcego pochodzenia. Gatunki te w większości przypadków uważa się za inwazyjne, a zatem ich oddziaływanie na rodzime gatunki i zbiorowiska postrzega się jako znacznie bardziej negatywne niż to, jakie niesie z sobą dominacja ekspansywnych roślin rodzimych. Tymczasem, jak wynika z przedstawionych badań, pokrzywa zwyczajna i przytulia czepna okazały się mieć dużo bardziej hamujący wpływ na ogólne bogactwo i różnorodność gatunkową oraz na proces migracji gatunków leśnych do runa wtórnych olszyn, niż nawłóć późna. Największy wpływ na te składniki ma pokrzywa, która tak jak i nawłóć, jest gatunkiem klonalnym,

rozmnażającym się i opanowującym nowe miejsca dzięki silnym, podziemnym rozłogom. Rozrost klonalny uważany jest za jedną z kluczowych cech decydujących o inwazyjności roślin (Scharfy et al. 2010 i literatura tam cytowana). To może tłumaczyć ekspansywność nawłoci i pokrzywy we wtórnych olszynach. Pokrzywa cechuje się jednak szybszym tempem wzrostu niż nawłóć, a to kolejna cecha, dzięki której roślina w krótkim czasie opanowuje nowe stanowiska (Scharfy et al. 2009). Güsewell i Edwards (1999, cyt. za Scharfy et al. 2009) oraz Vila i Gimeno (2007, cyt. za Scharfy et al. 2009) uważają, że jednym z powodów, dla których negatywny wpływ obcych gatunków inwazyjnych na bogactwo gatunkowe runa nie zaznacza się silniej niż wpływ gatunków rodzimych, jest ich późna fenologia. To zapewnia wolne nisze gatunkom wczesnowiosennym. Jednoznaczne rozwiązanie tych problemów wymagałoby jednak szerszej zakrojonych badań, albowiem, co podkreślają m. in. Scharfy et al. (2009), rośliny inwazyjne wpływają ujemnie na bogactwo gatunków rodzimych nie tylko na drodze konkurencyjnego wykluczania, ale też poprzez modyfikowanie warunków glebowych, stymulowanie krążenia składników pokarmowych i regulowanie poziomu ich dostępności dla roślin, co dodatkowo uwarunkowane jest produktywnością siedlisk oraz ilością przyswajalnego fosforu.

Choć przedstawione wyniki oparto na niewielkim materiale, a badania tego typu warte są kontynuacji oraz rozszerzenia ich zakresu i skali, z dotychczasowych obserwacji wypływają jednak pewne wnioski, dotyczące wskazówek praktycznych, przydatnych w procesie odtwarzania lasów na żyznych siedliskach. Otóż, z powyższych obserwacji wynika, że nie należy ignorować ujemnego wpływu ekspansywnych roślin rodzimego pochodzenia na proces powrotu lasu, z jego charakterystyczną kompozycją gatunkową, w miejsca wcześniej odlesione. Pokrzywa i przytulia mogą bowiem ograniczać osiedlanie się gatunków leśnych we wtórnych lasach jeszcze silniej niż nawłóć. Migracja gatunków runa leśnego jest szalenie długotrwała, co wynika nie tylko ze słabych zdolności diaspor gatunków leśnych do efektywnej i szybkiej wędrowki. Równie poważnym ograniczeniem w tym procesie są oddziaływania między roślinami, co utrudnia gatunkom leśnym osiedlanie się w runie wtórnych lasów. Szybką i efektywną metodą przytłumienia rozwoju pokrzywy w runie wtórnych lasów jest wzrost zacielenia na dnie lasu, powodowany rosnącym zwarcie drzewostanu (Honnay et al. 1999; Orczewska 2009b, Orczewska 2010). Ponadto, jak pokazują niektóre badania (Orczewska 2009b), pokrzywa i przytulia unikają też miejsc silnie podmokłych, a zatem przywrócenie lub utrzymanie prawidłowych stosunków wodnych we wtórnych lasach olszowych posadzonych na siedliskach łągowych i olsowych uniemożliwia ekspansję tych gatunków w ich runie. Melioracje odwadniające zaś mogą wpłynąć stymulująco na rozwój ekspansywnych roślin leśnych, wykorzystujących do swojego dynamicznego rozwoju żyzność siedlisk.

## Literatura

- Abrahamson W. G., Doble K. B., Houseknecht H. R., Pecone C. A. 2005. Ecological divergence among five co-occurring species of old-field goldenrods. *Plant Ecol.* 177: 43-56.
- Brunet J., von Oheimb G. 1998. Migration of vascular plants to secondary woodlands in southern Sweden. *J. Ecol.* 86: 429-438.
- Connel J. H., Slatyer R. O. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *Am. Nat.* 111:1119-1144.
- Dajdok Z., Pawlaczyk P. (red.) 2009. Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski. Wydawnictwo Klubu Przyrodników. Świebodzin.

- De Keersmaecker L., Martens L., Verheyen K., Hermy M., De Schrijver A., Lust N. 2004. Impact of soil fertility and insolation on diversity of herbaceous woodland species colonizing afforestations in Muizen forest (Belgium). *Forest Ecol. Manag.* 188: 291-304.
- Dzwonko Z., Gawroński S. 1994. The role of woodland fragments, soil types and dominant species in secondary succession on the western Carpathian foothills. *Vegetatio* 111: 149-160.
- Dzwonko Z., Loster S. 1990. Vegetation differentiation and secondary succession on a limestone hill in southern Poland. *J. Veg. Sci.* 1:615-622.
- Dzwonko Z., Loster S. 1992. Species richness and seed dispersal to secondary woods in southern Poland. *J. Biogeogr.* 19: 195-204.
- Dzwonko Z., Loster S. 1997. Effects of dominant trees and anthropogenic disturbances on species richness and floristic composition of secondary communities in southern Poland. *J. App. Ecol.* 34: 861-870.
- Dzwonko Z., Loster S. 2001. Wskaźnikowe gatunki roślin starych lasów i ich znaczenie dla ochrony przyrody i kartografii roślinności. *Prace Geograficzne* 178: 119-132.
- Faliński J. B. 1998. Invasive alien plants, vegetation dynamics and neophytism. *Phytocoenosis* 10 (N. S.) Supplementum *Carthographiae Geobotanicae* 9: 163-187.
- Hermy M., Honnay O., Firbank L., Grashof-Bokdam C., Lawesson J. 1999. An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. *Biol. Conserv.* 91: 9-22.
- Hermy M., Van Der Bremt P., Tack G. 1993. Effects of site history on woodland vegetation. **W. Brockmeyer** M. E. A., Vos W., Koop H. (red.) *European forest reserves*. Pudoc, Wageningen: 219-233.
- Hipps N. A., Davies M. J., Dodds P., Buckley G. P. 2005. The effects of phosphorus nutrition and soil pH on the growth of some ancient woodland indicator species and their interaction with competitor species. *Plant and Soil* 271: 131-141.
- Honnay O., Hermy M., Coppin P. 1999. Impact of habitat quality on forest plant species colonization. *Forest Ecol. Manag.* 115: 157-170.
- Matlack G. R. 1994. Plant species migration in a mixed-history forest landscape in eastern North America. *Ecology* 75: 1491-1502.
- Orczewska A. 2009a. Migration of herbaceous woodland flora into post-agricultural black alder woods planted on wet and fertile habitats in south western Poland. *Plant Ecol.* 204: 83-96.
- Orczewska A. 2009b. The impact of former agriculture on habitat conditions and distribution patterns of ancient woodland plant species in recent black alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) woods in south-western Poland. *Forest Ecol. Manag.* 258: 794-803.
- Orczewska A., Chmura D. 2001. *Impatiens parviflora* DC. – inwazyjny neofit w zbiorowiskach leśnych Płaskowyżu Głubczyckiego i Wyzyny Śląskiej. W: German K., Balon J. (red.). *Przemiany środowiska przyrodniczego Polski a jego funkcjonowanie. Problemy Ekologii Krajobrazu* 10: 467-473.
- Peterken G. F., Game M. 1984. Historical factors affecting the number and distribution of vascular plant species in the woodlands of central Lincolnshire. *J. Ecol.* 72: 155-182.
- Pyšek P., Prach K. 1993. Plant invasions and the role of riparian habitats: a comparison of four species alien to central Europe. *J. Biogeogr.* 20: 413-420.
- Richardson D. M., Pyšek P., Rejmánek M., Barbour M. G., Panetta F. D., West C. J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6: 93-107.
- Scharfy D., Eggenschwiler H., Olde Venterink H., Edwards P. J., Güsewell S. 2009. The invasive alien plant species *Solidago gigantea* alters ecosystem properties across habitats with differing fertility. *J. Veg. Sci.* 20: 1072-1085.
- Scharfy D., Güsewell S., Gessner M.O., Gessner, Olde Venterink H. 2010. Invasion of *Solidago gigantea* in contrasting experimental plant communities: effects on soil microbes, nutrients and plant-soil feedbacks. *J. Ecol.* 98: 1379-1388.
- Singleton R., Gardescu S., Marks P. L., Geber M. 2001. Forest herb colonization of postagricultural forest in central New York State, USA. *J. Ecol.* 89: 325-338.
- Verheyen K., Bossuyt B., Hermy M., Tack G. 1999. The land use history (1278-1990) of a mixed hardwood forest in western Belgium and its relationship with chemical soil characteristics. *J. Biogeogr.* 26: 1115-1128.



- Verheyen K., Guntenspergen G. R., Biesbrouck B., Hermy M. 2003. An integrated analysis of the effects of past land use on forest herb colonization at the landscape scale. *J. Ecol.* 91: 731-742.
- Woźniak G., Dylewska Z., Błońska A. 2007. *Solidago canadensis* L. i *Solidago gigantea* Aiton w zbiorowiskach z dużym udziałem gatunków łąkowych. *Acta Botanica Warmiae et Masuriae* 4: 339-352.

**Anna Orczewska**  
Katedra Ekologii,  
Wydział Biologii i Ochrony Środowiska,  
Uniwersytet Śląski  
anna.orczewska@us.edu.pl