

JAN KORNAŚ

ODDZIAŁYWANIE CZŁOWIEKA NA FLORĘ: MECHANIZMY I KONSEKWENCJE

Wstęp

Opracowanie niniejsze zmierza do podsumowania dotychczasowych wyników badań nad procesami synantropizacji szaty roślinnej, ustalenia zarysowujących się prawidłowości i wskazania na luki naszej wiedzy w tym zakresie. Dotyczy przede wszystkim roślin naczyniowych i stosunków środkowoeuropejskich, i zajmuje się florystycznym aspektem zjawiska. Przed przejściem do meritum sprawy celowe wydaje się sprecyzowanie podstawowych pojęć i terminów, używanych w toku rozważań.

Mówiąc o szacie roślinnej jakiegoś terenu mam na myśli zarówno jego florę, tj. wszystkie reprezentowane tam taksony roślin (z wyjątkiem tych, które rosną wyłącznie w uprawie), jak i roślinność, tj. wszystkie wykształcone na tym terenie typy zbiorowisk roślinnych. Pod pojęciem synantropizacji szaty roślinnej rozumiem całokształt jej współczesnych i historycznych przemian pod wpływem działalności człowieka [26, 27, 29, 30, 31, 32, 33, 34, 67, 73, 77]. Składają się na nie:

a) przemiany flory

- 1) rozprzestrzenianie się roślin, które powiększają swój stan posiadania dzięki człowiekowi (hemerofile [54, 67, 86]);
- 2) ustępowanie roślin, zmniejszających swój stan posiadania wskutek działalności ludzkiej (hemerofoby [67, 86]);
- 3) przemiany ewolucyjne samych taksonów roślinnych, wywołane (bezpośrednio lub pośrednio) wpływem człowieka;

b) przemiany roślinności

- 4) rozprzestrzenianie się hemerofilnych zbiorowisk naturalnych (takich jak murawy piaskowe, kserotermiczne itp.);

5) ustępowanie zbiorowisk hemerofobnych (takich, jak oligotroficzne zbiorowiska wodne, wysokotorfowiskowe itp.);

6) powstawanie zbiorowisk antropogenicznych.

Przemiany flory i roślinności są ściśle ze sobą sprzężone. Dlatego rozważania dotyczące zagadnień florystycznych z konieczności nawiązywać muszą również do zjawisk zachodzących na poziomie zbiorowisk roślinnych.

Rozprzestrzenianie się roślin hemerofilnych

Do grupy roślin powiększających swój stan posiadania dzięki człowiekowi należeć mogą zarówno taksomy rodzime, wywodzące się z miejscowych zbiorowisk naturalnych, np. nadrzecznych, murawowych itp. (apofity), jak i te, które znalazły się na interesującym nas terenie dzięki człowiekowi (antropofity)¹. O historii i mechanizmach rozprzestrzeniania się apofitów wiemy jeszcze stosunkowo niewiele, zwłaszcza w odniesieniu do przeszłości [27]. Udokumentowane metodami paleobotanicznymi dane na ten temat przedstawiła M. Ralska-Jasiewiczowa [120]. Do pierwszych apofitów w Europie Środkowej należały zapewne nitrofilne i higrofilne rośliny z siedlisk nadrzecznych, które mogły towarzyszyć paleolitycznym gromadom koczowników — łowców i zbieraczy — już od momentu pojawienia się ich na jakimś terenie. Rozprzestrzenianiu się tych roślin sprzyjało połączone z zakładaniem obozowisk niszczenie pokrywy roślinnej, wzbogacanie gleby w azot i przenoszenie przez człowieka diaspor (sposobami niczym nie różniącymi się od zoochorii). Być może, że równie wczesną ekspansję rozpoczęły dzięki człowiekowi także i nie-nitrofilne rośliny siedlisk otwartych. Nasilenie rozprzestrzeniania się obu tych grup wzrosło zapewne bardzo znacznie od chwili powstania gospodarki pasterskiej. Ekspansja najliczniejszej fali apofitów, związanej z miejscami uprawianymi, spowodowana była neolitycznym rozwojem rolnictwa.

Rozprzestrzenianie się antropofitów jest stosunkowo lepiej poznane (por. np. [3, 10, 25, 27, 29, 31, 38, 46, 49, 60, 63, 64, 66, 67, 74, 76, 87, 98, 108, 114, 123, 133, 134, 136, 137, 142, 143, 144, 156]), choć i tutaj napotykaemy na szereg trudności w badaniach. Najbardziej podstawową z nich jest kwestia odgraniczenia antropofitów od apofitów, zwłaszcza wśród najdawniejszych towarzyszy człowieka [10, 156]. Początki inwazji antropofitów wiążą się z wprowadzeniem rolnictwa; odtąd proces ten trwa — ze zmiennym natężeniem — aż po czasy współczesne. Możemy więc wśród antropofitów wyróżnić szereg kolejnych nawarstwień czasowych; podział podstawowy na dawnych imigrantów (archeofity) i przybyszów nowszych (kenofity) przyjmuje jako granicę czasową początek ery nowożytnej (koniec XV wieku). Ostatnio przybywa — jak się wydaje — nieco mniej nowych imigrantów, przynajmniej na teren Europy Środkowej. Stoi to zapewne w związku z faktem, iż flory synantropijne różnych obszarów Ziemi wymieniły już między sobą większość potencjalnych antropofitów.

¹ Najważniejsze terminy dotyczące podziału roślin towarzyszących człowiekowi na grupy geograficzno-historyczne objaśnia tabela I.

GEOGRAFICZNO-HISTORYCZNA KLASYFIKACJA ROŚLIN SYNANTROPIJNYCH*

Gatunki rodzime (apophyta)

trwale zadomowione na siedliskach antropogenicznych (eu-apophyta)

prześciowo zawleczone na siedliska antropogeniczne (apophyta ephemera)

zdziczałe z uprawy (oekiophyta)

Gatunki obcego pochodzenia (anthropophyta)

trwale zadomowione (metaphyta)

dawni przybysze, sprzed 1500 r. n.e. (archaeophyta)

gatunki zawleczone (archaeophyta adventiva)

gatunki powstałe pod wpływem działalności człowieka (archaeophyta antropogena)

gatunki, które zdołały przetrwać wyłącznie na siedliskach antropogenicznych (archaeophyta resistentia)

nowi przybysze, po 1500 r. n.e. (kenophyta = neophyta sensu Meusel [98])

gatunki zadomowione tylko na siedliskach ruderalnych i segetalnych (epoecophyta)

gatunki zadomowione na siedliskach na pół naturalnych (hemiagriophyta)

gatunki zadomowione na siedliskach naturalnych (holoagriophyta = neophyta sensu Thellung [142])

nie zadomowione trwale (diaphyta)

gatunki prześciowo zawlekane (ephemerophyta)

gatunki prześciowo dziczejące z uprawy (ergasiophygophyta)

*Dyskusję podstaw podziału i odnośną bibliografię podają: [59, 67, 71, 82, 100, 144, 156].

Sam proces imigracji obcego gatunku na nowy dla niego obszar przebiega najczęściej według podobnego scenariusza [10, 67, 144]. Pierwszym etapem jest nieświadome zawleczenie lub świadomy import diaspor i pojawienie się pierwszych osobników nowego przybysza; drugim — jego trwale osiedlenie się na jednym lub więcej silnie zaburzonym siedlisku, trzecim — przeniknięcie na słabiej zaburzone siedliska na pół naturalne, wreszcie czwartym — opanowanie zupełnie nie zaburzonych siedlisk naturalnych. Wielu nowych przybyszów odbywa etap drugi jako rośliny uprawiane. Zupełnie wyjątkowo zdarza się, by imigrant zaraz po zawleczeniu osiągnął etap czwarty, osiedlając się bezpośrednio w miejscach niezaburzonych (jak to miało miejsce z *Elodea canadensis* w Europie). Każdy z kolejnych etapów jest znacznie trudniejszy od poprzedniego; dlatego wielu imigrantom nie udaje się przekroczyć etapu pierwszego, tzn. wyjść poza status przybyszów efemerycznych (efemerofitów). Mniej liczne są gatunki zdolne do trwałego opanowania siedlisk antropogenicznych, segetalnych i ruderalnych (epkofity)

lub łąkowych i pastwiskowych (hemiagriofity), a tym bardziej naturalnych (holoagriofity). Odpowiednie liczby dla flory polskiej wynoszą: 443, 57, 34 i 9 gatunków [74, 76, 130]².

Przyczyną takiego stanu rzeczy jest istnienie podwójnego sita selekcji, przez które przebrnąć musi każdy imigrant: czynników klimatycznych, działających w skali generalnej (które eliminują większość efemerofitów), i czynników biotycznych, zróżnicowanych lokalnie, głównie konkurencji, najsilniejszej w zwartych zbiorowiskach naturalnych (która zamyka w nich drogę do inwazji epekofitów [27, 44, 74, 76, 133, 134]). Rolę czynników klimatycznych unaoocznia najlepiej fakt, iż imigranci, którym udaje się osiedlić na stałe, wywodzą się niemal wyłącznie z regionów o klimacie zbliżonym do klimatu nowo zajętego obszaru (w Europie Środkowej głównie z Ameryki Północnej i umiarkowanej Azji). Na zjawisku tym oparto nawet metodę wyszukiwania klimatów analogicznych w różnych miejscach kuli ziemskiej [56]. Wyjątek, jakim jest obfity udział chwastów segetalnych pochodzenia śródziemnomorskiego i irano-turańskiego w Europie Środkowej, jest tylko pozorny: rośliny te, z reguły jednoroczne i odbywające w swej ojczyźnie cały cykl rozwojowy wiosną, mają u nas okres wegetacji przesunięty na lato, kiedy pogoda odpowiada śródziemnomorskiej wiosnie.

Wielokrotnie próbowano ustalić, jakie jest biologiczne podłoże ekspansywności gatunków hemerofilnych. Zwracano przy tym uwagę na wiele właściwości morfologicznych, ekologicznych, fizjologicznych, genetycznych itd., które roślinom tym ułatwiają kolonizowanie nowych terenów [9, 10, 11, 12, 40, 49, 104]. Najbardziej generalną z nich jest, zdaniem H. G. Bakera, szeroka amplituda ekologiczna, wyrażająca się posiadaniem przez roślinę „genotypu ogólnej przydatności” (*general purpose genotype*), którego powstanie łączy się z działaniem selekcji typu *r*, właściwej siedliskom nieustabilizowanym, podlegającym gwałtownym i nie dającym się przewidzieć oscylacjom warunków życiowych. W takiej sytuacji cechami szczególnie przydatnymi i dzięki temu faworyzowanymi są m. in.: szybkie dojrzewanie osobników do rozrodu, skierowanie głównego wysiłku rośliny na cele reprodukcyjne, częste występowanie samopylności (zwłaszcza u form jednorocznych), wytwarzanie wielkiej ilości drobnych nasion, zdolnych do kiełkowania w różnych odstępach czasu od wysiewu, niski potencjał konkurencyjny i łatwość w przenoszeniu się z miejsca na miejsce [39, 41a, 45, 115a, 153]. Okresem krytycznym, decydującym o sukcesie lub niepowodzeniu nowego przybyśza, są przede wszystkim młodociane stadia jego rozwoju: kiełkowanie i początki wzrostu siewek [44].

Strategia rozrodcza, właściwa gatunkom przystosowanym do selekcji typu *r*, znakomicie ułatwia nowym przybyśzom synantropijnym przejście przez początkowe etapy imigracji. Nie wystarcza ona jednak na przełamanie barier biotycznych, jakie dokonuje się na czwartym (a tym bardziej piątym) etapie tego procesu — tu-

² W nadzwyczaj rzadkich przypadkach nowy przybyśz okazać się może tak agresywny, że całkowicie wypiera gatunki rodzime z ich naturalnych, pozornie nie zaburzonych siedlisk i tworzy zupełnie nowy typ zbiorowiska roślinnego, w którym dominuje bezwzględnie (zbiorowisko ksenospontaniczne [28]). Tak zachowuje się w Polsce w niektórych sytuacjach np. *Solidago gigantea*. Powstawanie zbiorowisk ksenospontanicznych uważać można za ostatni, piąty etap imigracji gatunków obcego pochodzenia.

taj niezbędny jest najwyższy potencjał konkurencyjny, związany z intensywnym rozmnażaniem wegetatywnym, znaczną bujnością i trwałością rośliny itd. Bardzo niewiele roślinom udaje się łączyć właściwości niezbędne dla odrobicia wczesnych i późnych etapów procesu imigracji i tym m. in. tłumaczyć należy fakt, że holoagrofity są grupą tak nieliczną.

Wynikiem ekspansji przybyszów obcego pochodzenia jest wzbogacanie się flor miejscowych o nowe taksony. Udział takich przybyszów we florze polskiej osiągnął już niebagatelną wartość kilkunastu procent ogólnej liczby gatunków roślin naczyniowych [76]; podobnie jest w innych krajach europejskich (RFN: 16%, Wyspy Brytyjskie: 16%, Finlandia: 18% [137]).

Recesja roślin hemerofobnych

Ustępowanie dawnych składników flor jest zjawiskiem o wiele mniej rzucającym się w oczy, aniżeli inwazja obcych przybyszów. Nic więc dziwnego, że było ono do niedawna niedoceniane przez ogromną większość florystów. Dramatyczny rozwój wydarzeń w ostatnich dziesięcioleciach zmienił jednak radykalnie sytuację w tym względzie: wielka eksterminacja roślin, która objęła całą Ziemię i dotknęła tysiące gatunków, stała się obecnie przedmiotem powszechnej uwagi i troski [1, 4, 5, 6, 7, 13, 14, 15, 16, 19, 20, 21, 34, 35, 46, 47, 48, 51, 58, 61, 62, 63, 64, 65, 66, 67, 68, 69, 70, 72, 78, 79, 80, 81, 84, 87, 88, 89, 92, 96, 97, 99, 105, 106, 107, 108, 114, 115, 118, 119, 135, 136, 137, 138, 139, 140, 141, 147, 148, 155]). Rozmiary tego zjawiska znamy jak na razie tylko w przybliżeniu. Stopień zagrożenia flor europejskich ocenia się od 20% (ZSRR [141]) do 40% (RFN [138]) a nawet 50% (Holandia [1]) ogólnej liczby gatunków roślin naczyniowych. Odpowiednie wartości dla Polski, która ciągle jeszcze nie posiada własnej „czerwonej listy” roślin zagrożonych, mieszczą się zapewne pomiędzy tymi skrajnościami (około 10% gatunków zagrożonych bezpośrednio — *endangered*, *E*, i około 20% gatunków w zasięgu zagrożenia na najbliższą przyszłość — *vulnerable*, *V*; określenie kategorii zagrożenia według Lucasa i Synga'a [88]).

Analiza czynników powodujących zanikanie hemerofobów ujawnia bardzo złożony charakter tego zjawiska [21, 62, 63, 64, 99, 140]. Niejednokrotnie jeden i ten sam gatunek podlega wielu niekorzystnym wpływom, których działanie sumuje się lub nawet potęguje wzajemnie. Ich rozgraniczenie i dokładniejsza ocena roli każdego czynnika z osobna bywają bardzo trudne, a niekiedy wręcz niemożliwe. Jedyną drogą do pokonania tych trudności są żmudne, wieloletnie obserwacje autekologiczne i synekologiczne, wymagające nierzadko uzupełnienia badaniami eksperymentalnymi (por. np. [117, 149, 151]).

Najogólniej można przyczyny ustępowania hemerofobów sprowadzić do trzech grup:

- a) bezpośredniego tępienia poszczególnych gatunków;
- b) niszczenia całych płatów roślinności (fitocenozy) bez dalej idących zmian siedliskowych;

c) trwałych zmian w zakresie abiotycznych warunków siedliska.

Na niewielu — jak dotąd — obszarach udało się ujawnić rolę każdej z tych grup w odniesieniu do całej flory. Tam, gdzie tego dokonano, np. w Belgii [21] lub w Ojcowskim Parku Narodowym [99], okazało się, że ważność poszczególnych grup czynników układa się w kolejności $c > b > a$ (stosunek liczbowy gatunków, ustępujących pod działaniem każdej z tych grup wynosi dla flory belgijskiej 8:6:1, a dla Ojcowskiego Parku Narodowego w przybliżeniu 4:3:1). Stwierdzenie to ma fundamentalne znaczenie dla praktycznych poczynań w zakresie ochrony ginących składników flor: na to by była skuteczna musi ona zazwyczaj dotyczyć całych ekosystemów, a więc mieć charakter rezerwatowy.

Jak dotąd nie podejmowano prób znalezienia wspólnych dla wszystkich hemerofobów właściwości, które przesądzałyby o wrażliwości tej grupy roślin na działalność ludzką. Wedle wszelkiego prawdopodobieństwa takie cechy wspólne w ogóle nie istnieją; gatunki hemerofobne zdają się wykazywać znacznie większą różnorodność biologiczną niż gatunki hemerofilne. Co prawda liczne rośliny ustępujące przed człowiekiem odznaczają się daleko posuniętą specjalizacją ekologiczną, wąskimi granicami tolerancji w stosunku do warunków siedliskowych, niewielką efektywnością rozmnażania generatywnego (przy bardzo niekiedy skutecznym rozmnażaniu wegetatywnym), dużą odpornością na presję konkurencyjną w miejscach raz już przez dany gatunek zajętych i nikłymi zdolnościami do zdobywania nowych siedlisk. Są to zatem gatunki o cechach związanych z działaniem selekcji typu *K* [39, 41a, 45, 115a, 153], mało ekspansywne, długowieczne i późno osiągnające zdolność do rozrodu, „nastawione” na trwanie w miejscach o odpowiednim układzie warunków siedliskowych, we względnie trwałych zbiorowiskach roślinnych. Obok nich znajdujemy jednak w grupie roślin ustępujących także liczne gatunki o cechach związanych z selekcją typu *r*. Niektóre z nich ograniczone są do krótkotrwałych siedlisk, zanikających obecnie wskutek działalności człowieka (takich jak np. okresowo wysychające zbiorniki wodne, będące miejscem występowania efemerycznych zespołów drobnych terofitów z rzędu *Cyperetalia fusci*).

Liczne dzisiejsze hemerofoby są roślinami, które w przeszłości ujawniły swą ekspansywność i wyraźnie powiększyły dzięki człowiekowi stan posiadania, rozprzestrzeniając się we wtórnych zbiorowiskach, związanych z określonymi formami użytkowania szaty roślinnej, niegdyś powszechnymi, a dziś zarzuconymi (takimi jak ekstensywny wypas, koszenie łąk bez ich nawożenia, itp.). Istnienie tej grupy wskazuje, że pojęcia hemerofil i hemerofob mają znaczenie względne i odnoszą się nie tyle do właściwości samej rośliny, ile do jej chwilowego statusu, uzależnionego od historycznego etapu rozwoju gospodarki ludzkiej na interesującym nas terenie [136]. Tak np. gatunki nie nawożonych, podmokłych łąk jednokośnych ze związku *Molinion* miały swe nieliczne stanowiska naturalne na niżu polskim w płatach zbiorowisk leśnych lub zaroślowych, związanych z siedliskami szczególnymi (niektóre typy olszyn, widne dąbrowy, zarośla na okrajkach torfowisk itp. [112]). Odlesienie podmokłych terenów dolinnych i ich użytkowanie kośne bez nawożenia doprowadziło do ekspansji tych gatunków, które zyskały status hemerofilów. Odwodnienie dolin rzecznych w ostatnich dziesiątkach lat i zamiana

ubogich, jednokośnych łąk trzęślicowych na nawożone, wielokośne łąki świeże typu *Arrhenatheretum* lub użytki rolne doprowadziły z kolei do recesji lub nawet zupełnego zaniku wielu gatunków charakterystycznych dla *Molinion*, spychając je ze stadium hemerofilów do stadium hemerofobów [146, 157]. Podobne były losy licznych gatunków muraw kserotermicznych i piaszkowych, ekstensywnych oligotroficznymi pastwisk i wrzosowisk, eutroficznymi młak i torfowisk [125], słońsk nadmorskich [116] i śródłądowych [154], a nawet niektórych zbiorowisk zaroślowych i leśnych (np. widnych dąbrów *Potentillo albae* — *Quercetum* w Puszczy Białowieskiej — [93]). Ostatnio, w związku z zarzuceniem tradycyjnych sposobów użytkowania łąk i pastwisk i wprowadzeniem nowych technik w ich uprawie i eksploatacji (zaorywanie, obsiewanie gatunkami o najwyższej wydajności, wypas kwaterowy itd.) rozpoczęła się zakrojona na ogromną skalę recesja hemerofilnych do niedawna gatunków świeżych łąk nawożonych z rzędu *Arrhenatheretalia* [75, 112].

Skomplikowane i zmieniające się w czasie zależności pomiędzy różnymi formami użytkowania szaty roślinnej a rozprzestrzenianiem się, utrzymywaniem i zanikaniem określonych typów zbiorowisk i związanych z nimi gatunków, w dużej części rodzimych i uważanych za bardzo cenne i interesujące składniki naszej flory, stwarzają szczególne trudności dla praktycznej ochrony przyrody, która w takich przypadkach przyjmować musi charakter tzw. ochrony czynnej [22, 23, 95, 103, 111, 122, 150].

Konsekwencją ustępowania roślin wrażliwych na działalność ludzką są ubytki we florach. W poszczególnych krajach europejskich szacuje się je na jeden do kilku procent łącznej liczby gatunków roślin naczyniowych (1,3% w Wielkiej Brytanii [114]; 2,4% w RFN [138]; 4,8% w Belgii [84]). Podobna jest zapewne sytuacja w Polsce, dla której nie dysponujemy dotychczas wiarygodną statystyką w tym zakresie. We florach mniejszych regionów naszego kraju ubytki sięgać już mogą nawet kilkunastu procent [64, 70].

Procesy ewolucyjne

Wpływ człowieka na ewolucję innych grup roślin niż uprawne dopiero od niedawna stał się przedmiotem takiego zainteresowania na jakie zasługuje [3, 9, 10, 11, 12, 40, 41, 42, 43, 44, 55, 83, 128, 131, 132, 137]. O znaczeniu tego czynnika wymownie świadczy fakt, iż na stworzonych ręką ludzką siedliskach występują liczne taksony (zwłaszcza niższe od gatunku) nigdzie poza tym nie spotykane i — jak się wydaje — w przeważającej większości tutaj właśnie powstałe (anthropophyta anthropogena [100, 156] — por. także [57]).

Sposoby mimowolnego oddziaływania człowieka na ewolucję roślin dzikich są wielorakie i dotyczą różnych procesów i różnych ich etapów. Prosty i łatwy do stwierdzenia zjawiskiem jest krzyżowanie się (hybrydyzacja) pomiędzy taksonami allopatrycznymi, które zetknęły się ze sobą dopiero w wyniku zniesienia barier geograficznych przez zawleczenie jednego z nich w obręb zasięgu drugiego (np.

Centaurea diffusa z Europy południowo-wschodniej w obręb zasięgu środkowoeuropejskiego *C. rhenana* [126]), lub też na jakieś nowe, wspólne dla obu terytorium (np. różnych gatunków eurazjatyckiego rodzaju *Tragopogon* do Ameryki Północnej [109]). W konsekwencji powstawać mogą roje mieszańców [3, 8, 55, 131, 132], w których niejednokrotnie „ginać” może jeden albo oba taksony wyjściowe (np. rodzime podgatunki *Anthyllis vulneraria* s.l. w wyniku krzyżowania się z uprawnymi formami tej rośliny [53]). Efekt analogiczny do zniesienia barier geograficznych może mieć również likwidacja barier ekologicznych przez zaburzenie istniejącego pierwotnie układu zbiorowisk roślinnych i zetknięcie ze sobą gatunków dotychczas oddzielonych siedliskowo (np. rosnącego z natury na brzegach lasów *Crataegus monogyna* i występującego w zwartych i cienistych drzewostanach *C. laevigata* = *C. oxyacanthoides* [17, 18]). Wynikiem tego rodzaju procesów są często zakrojone na dużą skalę zjawiska introgresji [2, 3, 132].

Szczególnie doniosłym efektem hybrydyzacji może być powstawanie alloploidów, niekiedy znacznie bardziej ekspansywnych, niż formy rodzicielskie. Narodziny kilku z nich udało się uchwycić „na gorąco” (*Spartina townsendii*, powstała w Anglii w wyniku skrzyżowania miejscowej *S. maritima* i zawleczonej z Ameryki Północnej *S. alterniflora* [52, 91] lub *Tragopogon mirus*, pochodzący od *T. dubius* i *T. porrifolius* i *T. miscellus*, wywodzący się od *T. dubius* i *T. pratensis*, powstałe w USA po zawleczeniu gatunków macierzystych z Eurazji [109, 110]).

Działalność ludzka nie tylko ułatwia powstawanie mieszańców, ale również umożliwia im przeżywanie i ekspansję dzięki stwarzaniu siedlisk otwartych, wolnych od konkurencji, dających szczególne szanse nowopowstałym biotypom o właściwościach odbiegających od form macierzystych [2, 3, 132]. Przypuszcza się, że taka była m. in. historia narodzin wielu środkowoeuropejskich roślin łąkowych [83, 128].

Procesom hybrydyzacji towarzyszy często pojawienie się różnych form apomiksji — fakultatywnej lub obligatoryznej — dzięki której na terenach zaburzonych przez człowieka utrzymują się polimorficzne kompleksy, złożone z bardzo licznych, młodych taksonów, nastęrczających szczególne trudności systematykom (rodzaje *Rubus*, *Taraxacum* i *Hieracium* w Europie, *Crataegus* w Ameryce Północnej, itd. [2, 49, 131, 132]).

Inną formą ewolucyjnego oddziaływania człowieka na florę jest presja selekcyjna. Jej nasilenie może być bardzo różne: od znikomego na pozostawionych własnemu losowi siedliskach ruderalnych do niezwykle silnego na siedliskach podlegających stałym zakłóceniom, np. w miejscach wydeptywanych lub w warunkach intensywnych zabiegów uprawowych (zwłaszcza w uprawach zbóż, lnu i niektórych kultiwarów traw pastwiskowych). W tym drugim przypadku dochodzi z reguły do wyodrębnienia wybitnie wyspecjalizowanych ekotypów, takich jak chwasty odporne na działanie pestycydów [40, 41, 42], nisko rosnące i silnie rozgałęzione formy ścierniskowe (np. *Aethusa cynapium* var. *agreste* [44]), spejrochoryczne formy chwastów zbożowych, które utraciły zdolność samodzielnego obsiewu (np. *Rhinanthus glaber* subsp. *apterus* = *Rh. serotinus* for. *apterus* i *Rh. alectorolophus* subsp. *buccalis* [66, 102]) lub rozsiewane również na drodze spejrochorii specy-

ficzne chwasty sztucznych pastwisk i trawników (np. *Bromus hordaceus* subsp. *pseudothominii* [127, 129]). Część z nich posiada rangę dobrze wyodrębnionych taksonów wewnątrzgatunkowych lub nawet gatunków (np. chwasty — specjaliści łąni [50, 58, 66, 101, 124]), a w skrajnych przypadkach izolacja systematyczna doszła już tak daleko, że nie podobna nawet wskazać na jakieś bliskie, nie-synantropijne formy wyjściowe (np. dla *Cuscuta epilinum* [50]).

Mało dotychczas poznana, zwłaszcza w warunkach innych niż laboratoryjne, jest rola czynników mutagenicznych, związanych z działalnością człowieka: chemicznych, np. pestycydów [31, 40, 41, 42], radiacyjnych i in. Przypuszcza się, że powiększają one w znacznym stopniu zakres zmienności genetycznej u wielu roślin synantropijnych i tym sposobem przyspieszają tempo ich ewolucji. Innym powodem takiego przyspieszenia może być rozdrabnianie populacji roślin (zwłaszcza hemo-rofobów) na małe, izolowane populacje wyspowe, w których dochodzi do głosu dryfu genetycznego. Efekt tego zjawiska jest jednak u roślin prawdopodobnie słabszy, niż w wielu grupach zwierząt, ponieważ przepływ genów w populacjach roślinnych, nawet ciągłych, działa zwykle na bardzo małe odległości [85, 121]. Przemieszczanie się pojedynczych osobników lub niewielkich grup roślin hemerofilnych na miejsca położone z dala od ich dotychczasowego zasięgu może również przyspieszać ewolucję wskutek działania „zasady założyciela” (*founder principle*), który losowo reprezentuje tylko nieznaczną część genetycznej zmienności populacji wyjściowej i tę swoją właściwość przekazuje całemu potomstwu [10, 44]. Podobnie działać mogą również ogromne oscylacje liczby osobników, rosnących na mało stabilnych siedliskach antropogenicznych: kurczenie się populacji do rozmiarów szczątkowych w latach niekorzystnych i gwałtowny wzrost ilościowy w latach korzystnych.

Na koniec na podkreślenie zasługuje niezwykle doniosły negatywny efekt działalności ludzkiej, która poprzez drastyczną redukcję liczby osobników i eliminowanie ogromnej większości biotypów u gatunków ustępujących prowadzi do ubożenia puli genowej nawet wtedy, gdy nie dochodzi do zupełnego wymarcia gatunku. Oczywiście w tych przypadkach, gdy gatunki znikają całkowicie, straty materiału genetycznego są szczególnie dotkliwe i niepowetowane. O powadze sytuacji w tym zakresie świadczy fakt, że co najmniej 10% żyjących na Ziemi roślin naczyniowych stoi w obliczu rychłej zagłady [4, 69, 72, 88]. Szczególne niebezpieczeństwo dla przyszłości rolnictwa stwarza zanik prymitywnych typów roślin uprawnych i najbliższych z nimi spokrewnionych dzikich form wyjściowych, które dotychczas stanowiły rezerwę genetyczną dla hodowli roślin [36].

Podsumowanie i rzut oka w przyszłość

Wynikiem oddziaływania człowieka na florę są zmiany jej składu, wyrażające się rozprzestrzenianiem się jednych gatunków, a ustępowaniem innych. W zależności od wypadkowej obu tych procesów wzrasta lub maleje różnorodność florystyczna, rozumiana jako liczba gatunków przypadająca na jednostkę powierzchni [153]. Materiały faktyczne, jakimi w tym zakresie dysponujemy, są niestety bardzo ułam-

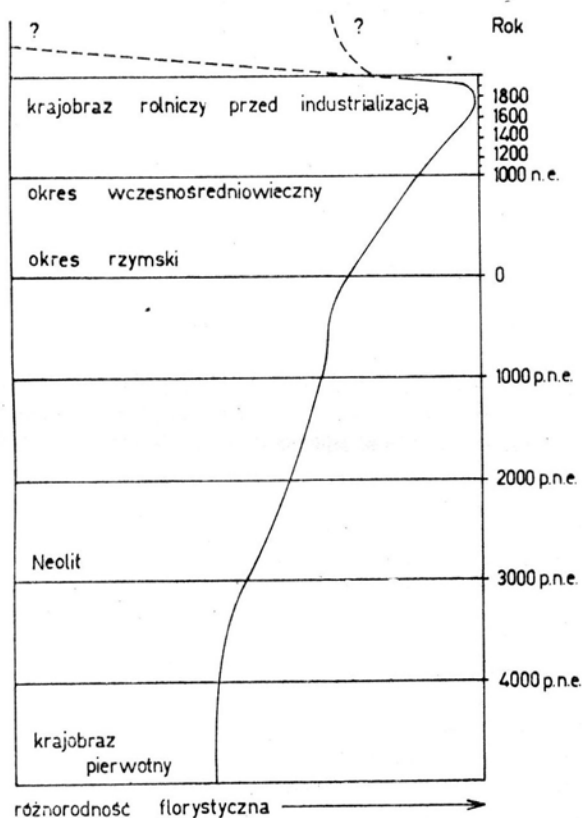
kowe i niepewne: ogromna większość danych florystycznych zbierana była bardzo prymitywnymi, tradycyjnymi sposobami, bez stosowania metod ilościowych, i dlatego nadaje się jedynie do mocno uproszczonej interpretacji. Odnosi się to zwłaszcza do danych z przeszłości. Mając w pamięci takie zastrzeżenia, można pomimo wszystko pokusić się o nakreślenie pewnych ogólnych prawidłowości, jakie rządzą przemianami flor pod wpływem działalności człowieka. O wczesnych etapach tych przemian informują nas zarówno badania paleobotaniczne i paleoetnobotaniczne, jak i obserwacje prowadzone współcześnie na obszarach mało zmienionych, które dopiero niedawno weszły w sferę działalności ludzkiej; etapy zaawansowane śledzić można na obszarach od dawna użytkowanych, gęsto zaludnionych, przemysłowych i zurbanizowanych.

Wszystko wskazuje na to, że we wczesnych etapach synantropizacji szaty roślinnej zaznacza się wyraźny wzrost różnorodności florystycznej. Spośród trzech wyodrębnianych jej poziomów [90, 152, 153] dotyczy to przede wszystkim różnorodności międzyzbiorowiskowej (β), zależnej od kontrastów florystycznych pomiędzy płatami roślinności sąsiadującymi ze sobą w terenie. W konsekwencji wzrasta również różnorodność całkowita (γ) na poziomie kompleksów krajobrazowych, będąca wynikiem nakładania się na siebie różnorodności międzyzbiorowiskowej (β) i wewnątrzzbiorowiskowej (α), stanowiącej miarę bogactwa florystycznego pojedynczych płatów roślinności (fitocenoz). Wpływ procesów synantropizacyjnych na tę ostatnią wydaje się być mniej jednoznaczny.

Taki przebieg początkowych zmian flory jest konsekwencją zmian w układzie zbiorowisk roślinnych. Na terenie wchodzącym w sferę wpływów gospodarki ludzkiej powstają w obrębie monotonnych, wielkopowierzchniowych płatów zbiorowisk naturalnych (klimaksowych i innych zbiorowisk trwałych) niewielkie płyty rozmaitego typu zbiorowisk wtórnych; bardzo liczne gatunki rozprzestrzeniają się dzięki temu, a nieliczne tylko ustępują. Wielką rolę wzbogacającą odgrywa przy tym również efekt ekotonowy (*edge effect*). Trwa tak do momentu osiągnięcia maksimum różnorodności, w którym współlistnieją obok siebie dawne zbiorowiska naturalne i nowe zbiorowiska antropogeniczne, a liczba gatunków we florze osiąga najwyższy poziom. W daleko posuniętych etapach synantropizacji następuje zdecydowany spadek różnorodności (wszystkich trzech rodzajów: α , β i γ): górę biorą ujednolicające efekty działalności ludzkiej; zanikają liczne zbiorowiska i gatunki siedlisk szczególnych; rozprzestrzeniają się monotonne zbiorowiska wtórne złożone z roślin najbardziej ubikwistycznych; bardzo liczne gatunki, w tym także wiele dawniejszych hemerofilów, wchodzi w fazę ustępowania i zaniku (hemerofobii).

Próbe graficznego przedstawienia tych przemian dał ostatnio Fukarek [38]. Jego schemat dobrze zgadza się z tym, co wiemy z terenów Polski, np. z okolic Krakowa (ryc. 1). Maksimum różnorodności florystycznej przypadło tu prawdopodobnie nie dawniej, jak 150—200 lat temu, tj. na czasy bezpośrednio poprzedzające rewolucję przemysłową i rozrost miast. Zaznaczający się od tego momentu spadek różnorodności był początkowo nieznaczny, nasilił się wyraźnie w początkach XX stulecia, a w ostatnich 20—30 latach przybrał wręcz lawinowy charakter.

Jego przyczynami były zasadnicze zmiany sposobów i intensywności użytkowania szaty roślinnej i środowiska abiotycznego, spowodowane przede wszystkim rewolucją techniczną w rolnictwie i urbanizacją wsi. Wyraziły się one m. in. regulacją rzek i potoków, odwodnieniem dolin rzecznych, zanikiem ekstensywnej gospodarki pastwiskowej, zamianą naturalnych zbiorowisk leśnych na monokultury, skażeniem gleb i powietrza substancjami toksycznymi, stale rosnącą presją masowego ruchu turystycznego na ostatnie skrawki przyrody pierwotnej, gwałtownym powiększeniem się powierzchni zajętej przez miejskie i wiejskie wysypiska śmieci, zanikiem dawnej roślinności segetalnej (m. in. w wyniku stosowania herbicydów) i ruderalnej (w wyniku upodobnienia się wsi do miast).



Ryc. 1. Zmiany różnorodności florystycznej w Europie Środkowej w ciągu ostatnich 7000 lat (według Fukarka [38], zmienione i uzupełnione)

Podobne do współczesnego okresy nasilonych przemian szaty roślinnej pod wpływem działalności ludzkiej istniały w Europie Środkowej zapewne wielokrotnie w przeszłości; towarzyszyły one każdorazowej zmianie w sposobach i intensywności użytkowania miejscowych zasobów przyrody [24, 145]. Zasadnicza różnica pomiędzy obecnym etapem procesów synantropizacyjnych a wszystkimi poprzednimi polega jednakże na tym, że po raz pierwszy ubytki we florze wzięły górę nad

przybytkami: wkroczyliśmy zdecydowanie w okres wielkiej eksterminacji roślin; procesy ewolucyjne nie są już w stanie zrównoważyć strat, spowodowanych wymieraniem; człowiek zaczyna wytwarzać wokół siebie pustkę ekologiczną. Trudno wypowiadać się na temat przyszłego rozwoju wypadków. Wydaje się, że na dłuższą metę alternatywą może być tylko zahamowanie spadku różnorodności florystycznej drogą świadomego kształtowania środowiska, w jakim żyjemy, lub katastrofa ekologiczna, polegająca na załamaniu się dotychczasowych układów i ich wzajemnej równowagi. Skutków takiego załamania nikt odpowiedzialny nie jest w stanie przewidzieć.

Autor dziękuje następującym osobom, które przeczytały i skomentowały maszynopis niniejszego opracowania: dr. Zbigniewowi Dzwonce, dr. Zbigniewowi Mirkowi, dr. Jerzemu Rychlewskiemu, doc. dr Helenie Trzciskiej-Tacikowej i doc. dr Krystynie Wasylikowej.

LITERATURA

- [1] Adriani M. J., Van der Maarel E., 1968. Breakers on Voorne. 104 pp. Stichting Wetenschappelijk Duinonderzoek, Oostvoorne.
- [2] Anderson E., 1949. Introgressive hybridization. VIII, 109 pp. Wiley and Sons, New York.
- [3] Anderson E., 1956. Man as a maker of new plants and new plant communities. Pp. 763—777. In: Thomas W. L. (ed.), Man's Role in Changing the Face of the Earth. The University of Chicago Press, Chicago.
- [4] Anonymous, 1974. Trends, priorities, and needs in systematic and evolutionary biology. Syst. Zool. 23, 416—439 oraz Brittonia 26, 421—444.
- [5] Ayensu E., De Filippis R. A., 1978. Endangered and threatened plants of the United States. XV, 403 pp. Smithsonian Institution and World Wildlife Fund, Washington, D.C.
- [6] Aymonin G. G., 1972. Quelques rarefactions ou disparitions d'espèces végétales en France. Causes possibles et conséquences chorologiques. C. R. Soc. Biogeogr. 430, 49—64.
- [7] Aymonin G. G., 1974. Régression spontanée et régression induite. Bull. Soc. Bot. France 121, 213—216.
- [8] Baker H. G., 1948. Stages in invasion and replacement demonstrated by species of *Melandrium*. J. Ecol. 36, 96—119.
- [9] Baker H. G. G., 1965. Characteristics and modes of origin of weeds. Pp. 147—172. In: [12].
- [10] Baker H., 1972. Migrations of weeds. Pp. 327—347. In: Valentine D. H. (ed.), Taxonomy, Phytogeography and Evolution. Academic Press, London and New York.
- [11] Baker H. G., 1974. The evolution of weeds. Ann. Rev. Ecol. Syst. 5, 1—24.
- [12] Baker H. G., Stebbins G. L. (eds.), 1965. The genetics of colonizing species. XV, 588 pp. Academic Press, New York and London.
- [13] Bielousowa Ł. S. (Belousova L.), 1977. Endangered plants of the USSR. Biol. Conserv. 12, 1—11.
- [14] Bielousowa Ł. S., Dienisowa Ł. W., 1974. Ochrana riedkich widow rastienij SSSR. 70 ss. Min. Sielsk. Choz. SSSR, Wsiesojuzn. Naucz.-Issl. Inst. Inf. Sielsk. Choz., Obzorn. Inf.
- [15] Bielousowa Ł. S., Dienisowa Ł. W., Nikitina S. W., 1979. Riedkije rastienija SSSR. 216 ss. Lesnaja Promyslennost, Moskwa.
- [16] Blab J., Nowak E., Trautmann W., Sukopp H., 1977. Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. (Naturschutz Aktuell, Nr. 1). 67 pp. Kilda Verlag, Greven.

- [17] Bradshaw A. D., 1953. Human influence on hybridisation in *Crataegus*. In: [87].
- [18] Bradshaw A. D., 1975. *Crataegus* L. In: [131].
- [19] Carlquist Sh., 1965. Island life. 451 pp. Natural History Press, New York.
- [20] Czopik W. I. 1978. Riedkije i iszcziezajuszczije rastienija Ukrainy. 212 ss. Naukowa Dumka, Kijew.
- [21] Delvosalle L., Demaret F., Lambinon J., Lawalrée A., 1969. Plantes rares, disparues ou menacées de disparition en Belgique: L'appauvrissement de la flore indigène. Minist. Agric. Serv. Réserve Nat. Domaniales Conservation Nat., Trav. 4, 1—129.
- [22] Duffey E., 1973. Ochrona przyrody ożywionej w rezerwach Wielkiej Brytanii. Ochr. Przyr. 38, 9—39.
- [23] Duffey E., Watt A. S. (eds.), 1971. The scientific management of animal and plant communities for conservation. XVI, 652 pp. Blackwell Scientific Publications, Oxford, London and Edinburgh.
- [24] Ellenberg H., 1978. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. 2 Auflage. 982 pp. Verlag E. Umler, Stuttgart.
- [25] Elton Ch. S., 1967. Ekologia inwazji zwierząt i roślin. 188 ss. PWRiL, Warszawa.
- [26] Faliński J. B., 1966. Antropogeniczna roślinność Puszczy Białowieskiej jako wynik synantropizacji naturalnego kompleksu leśnego. Rozpr. Uniw. Warszawsk. 13, 1—256.
- [27] Faliński J. B. (red.), 1968. Synantropizacja szaty roślinnej. I. Neofityzm i apofityzm w szacie roślinnej Polski. Mater. Zakładu Fitosocjol. Stosowanej UW 25, 1—229.
- [28] Faliński J. B., 1969. Zbiorowiska autogeniczne i antropogeniczne. Próba określenia i klasyfikacji. Dyskusje fitosocjologiczne (4). Ekol. Polska, 15, 173—182.
- [29] Faliński J. B. (red.), 1971. Synantropizacja szaty roślinnej. II. Flora i roślinność synantropijna miast w związku z ich warunkami przyrodniczymi, dziejami i funkcją. Mater. Zakładu Fitosocjol. Stosowanej UW 27, 1—317.
- [30] Faliński J. B. (red.), 1972a. Synantropizacja szaty roślinnej. III. Podstawy teoretyczne i metodyczne badań nad synantropizacją szaty roślinnej. Phytocenosis 1, 151—222.
- [31] Faliński J. B. (red.), 1972b. Synantropizacja szaty roślinnej. IV. Synantropizacja szaty roślinnej w parkach narodowych i rezerwach przyrody. Phytocenosis 1, 223—305.
- [32] Faliński J. B. (red.), 1974. Synantropizacja szaty roślinnej Polski. V. Degeneracja fitocenozy pod działaniem czynników naturalnych i antropogenicznych. Phytocenosis 3, 170—272.
- [33] Faliński J. B., 1976a. Antropogeniczne przeobrażenia roślinności Polski. (Tekst objaśniający do mapy). Acta Soc. Bot. Poloniae 19, 375—390.
- [34] Faliński J. B. (red.), 1976b. Synantropizacja szaty roślinnej Polski. VI. Wymieranie składników flory polskiej i jego przyczyny. Phytocenosis 5, 157—409.
- [35] Fedorenko A. P., Czopyk W., 1980. Czerwona Knyha Ukrajinskoj RSR. 504 ss. Naukowa Dumka, Kyjw.
- [36] Frankel O. H., Bennett E. (eds.), 1970. Genetic resources in plants — their exploration and conservation. (I.B.P. Handbook No. 11). XXI, 554 pp. Blackwell Scientific Publ., Oxford and Edinburgh.
- [37] Fryer J. D., Chancellor R. J., 1970. Herbicides and our changing arable weeds. Pp. 105—118. In: [113].
- [38] Fukarek F., 1979. Der Mensch beeinflusst die Pflanzenwelt. Pp. 65—77. In: Fukarek F. (ed.) Pflanzenwelt der Erde. Urania Verlag, Leipzig—Jena—Berlin.
- [39] Gadgill M., Solbrig O. T., 1972. The concept of *r*- and *K*-selection: evidence from wild flowers and some theoretical considerations. Amer. Naturalist 106, 14—31.
- [40] Grant W. F., 1967. Cytogenetic factors associated with the evolution of weeds. Taxon 16, 283—293.
- [41] Grant W. F., 1972. Pesticides — subtle promoters of evolution. Pp. 43—50. In: Vida G. (ed.) Evolution in plants. (Symp. Biol. Hung. 12). Akad. Kiadó, Budapest.
- [41a] Grime J. P. 1979. Plant strategies and vegetation processes. XI, 222 pp. John Wiley and Sons, Chichester etc.
- [42] Harper J. L., 1956. The evolution of weeds in relation to resistance to herbicides. Proc. 3rd Brit. Weed Control Conf., pp. 179—188. Blackpool.
- [43] Harper J. L. (ed.), 1960. The biology of weeds. (A symposium of the British Ecological Society). Oxford, 2nd—4th April 1959. XV, 256 pp. Blackwell Sci. Publ., Oxford.

- [44] Harper J. L., 1965. Establishment, aggression and cohabitation in weedy species. Pp. 243—265. In: [12].
- [45] Harper J. L., 1977. Population biology of plants. XXIII, 892 pp. Academic Press, London, New York and San Francisco.
- [46] Hawksworth D. L. (ed.), 1974. The changing flora and fauna of Britain. (Systematics Association Special Volume No. 6). XIII, 461 pp. Academic Press, New York and London.
- [47] Hedberg I. (ed), 1979. Systematic botany, plant utilization and biosphere conservation. 159 pp. Almqvist and Wiksell, Stockholm.
- [48] Hendrych R., 1977. Zanikle nebo nezvěstné rostliny naší květeny. Živa 25, 42—45, 84—85.
- [49] Hill Th. A., 1977. The biology of weeds. IV, 64 pp. E. Arnold, London.
- [50] Hjelmqvist H., 1950. The flax weeds and the origin of cultivated flax. Bot. Not. 103, 257—298.
- [51] Holub J., Čeřovský J., 1977. Zpráva o pracovní konferenci ČSBS 1976 „Mizející flóra a vegetace ČSSR“. Zprávy Českoslov. Bot. Společn. Českoslov. Akad. Věd 12, 206—216.
- [52] Huskins C. L., 1930. The origin of *Spartina townsendii*. Genetica 12, 531—538.
- [53] Jalas J., 1950. Zur Kausalanalyse der Verbreitung einiger nordischen Os- und Sandpflanzen. Ann. Bot. Soc. Zool.-Bot. Fenn. „Vanamo“ 24, 1—365.
- [54] Jalas J., 1955. Hemerobe und hemerochore Pflanzenarten, ein terminologischer Reformversuch. Acta Soc. Fauna Fl. Fenn. 72, 1—15.
- [55] Jalas J., 1961. Fälle von Introgression in der Flora Finnlands, hervorgerufen durch die Tätigkeit des Menschen. Fennia 85, 58—81.
- [56] Kerguélen M., 1963. Possibilité de détection des climats homologues par des méthodes floristiques. Ann. Amélior. Pl. 13, 277—289.
- [57] Komarow N. F., 1940. Sornaja rastitel'nost SSSR. Ss. 523—558. W: Rastitel'nost SSSR. 2. Izd-vo A.N.SSSR, Moskwa—Leningrad.
- [58] Kornaś J., 1961. The extinction of the association *Sperguleto-Lolietum remoti* in flax cultures in the Gorce (Polish Western Carpathian Mountains). Bull. Acad. Polon. Sci., Cl. II, 9, 37—40.
- [59] Kornaś J., 1968a. Geograficzno-historyczna klasyfikacja roślin synantropijnych. Mater. Zakładu Fitosocjol. Stosowanej UW 25, 33—41.
- [60] Kornaś J., 1968b. Prowizoryczna lista nowszych przybyszów synantropijnych (kenofitów) zadowmionych w Polsce. Mater. Zakładu Fitosocjol. Stosowanej UW 25, 43—53.
- [61] Kornaś J., 1969. Flora Holandii wymiera. Wszechświat 1969 (12), 314—315.
- [62] Kornaś J., 1970a. Współczesne wymieranie roślin i jego przyczyny — na przykładzie badań nad florą Belgii. Kosmos A 19, 551—556.
- [63] Kornaś J., 1970b. Współczesne zmiany flory polskiej. Wszechświat 1970 (9), 229—234.
- [64] Kornaś J., 1971a. Changements récents de la Flore polonaise. Biol. Conserv. 4, 43—47.
- [65] Kornaś J., 1971b. Uwagi o współczesnym wymieraniu niektórych gatunków roślin synantropijnych w Polsce. Mater. Zakładu Fitosocjol. Stosowanej UW 27, 51—64.
- [66] Kornaś J., 1972a. Rozmieszczenie i ekologia rozsiewania się chwastów w zespołach polnych w Gorcach. Acta Agrobot. 25, 5—67.
- [67] Kornaś J., 1972b. Wpływ człowieka i jego gospodarki na szatę roślinną Polski. Flora synantropijna. Ss. 95—128. W: Szafer W., Zarzycki K. (red.), Szata roślinna Polski, wydanie drugie. PWN, Warszawa.
- [68] Kornaś J., 1974. Współczesne zmiany flory Białorusi. Kosmos A 23, 402—403.
- [69] Kornaś J., 1976a. Spustoszenie biosfery a przyszłość systematyki. Wszechświat 1976 (7—8), 180—181.
- [70] Kornaś J., 1976b. Wymieranie flory europejskiej — fakty, interpretacje, prognozy. Phytocenosis 5, 173—185.
- [71] Kornaś J., 1977. Analiza flor synantropijnych. Wiad. Botan. 21, 85—91.
- [72] Kornaś J., 1980. Perspektywy botaniki tropikalnej. Kosmos A 19, 383—395.
- [73] Kornaś J., Medwecka-Kornaś A., 1967a. Szata roślinna Krakowa. Folia Geogr., Ser. Geogr.-Phys. 1, 149—163.

- [74] Kornaś J., Medwecka-Kornaś A., 1967b. The status of introduced plants in the natural vegetation of Poland. (Proceed. and Papers of the IUCN 10th Technical Meeting). IUCN Publ. New Ser. 9, 38—45.
- [75] Kornaś J., Medwecka-Kornaś A., 1967c: Zespoły roślinne Gorców. I. Naturalne i na wpół naturalne zespoły nieleśne. *Fragm. Florist. Geobot.* 12, 167—316.
- [76] Kornaś J., Medwecka-Kornaś A., 1968. Występowanie gatunków zawleczonych w naturalnych i na wpół naturalnych zespołach roślinnych w Polsce. *Mat. Zakładu Fitosocjol. Stosowanej UW* 25, 55—63.
- [77] Kornaś J., Medwecka-Kornaś A., 1974. Szata roślinna Krakowa. *Folia Geogr., Ser. Geogr.-Phys.* 8, 153—169.
- [78] Korneck D., Lohmeyer W., Sukopp H., Trautmann W., 1978. „Rote Liste” der Gefäßpflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. Pp. 293—302. In: Olszowy G. (ed), *Natur- und Umweltschutz in der Bundesrepublik Deutschland*. P. Parey, Hamburg und Berlin.
- [79] Kovács M., Priszter Sz., 1974. Die Änderungen der Flora und der Vegetation in Ungarn im Laufe der letzten hundert Jahre. *Bot. Közl.* 61, 185—197.
- [80] Kovács M., Priszter Sz., 1977. Védelmet kívánó növényfajaink és növénytársulásaink. [Geschützte Pflanzen und Pflanzengesellschaften]. *M.T.A. Biol. Oszt. Közl.* 20, 161—194.
- [81] Kozłowska N. W., Parfienow W. I., 1972. Chorologija flory Białorusii. 309 ss. *Izd. Nauka i Tiejchnika*. Minsk.
- [82] Krawiecowa A., 1951. Analiza geograficzna flory synantropijnej miasta Poznania. *Poznańskie Towarz. Przyjac. Nauk, Wydz. Mat.-Przyr., Prace Komis. Biol.* 13, 1—132.
- [83] Landolt E., 1970. Mitteleuropäische Wiesenpflanzen als hybridogene Abkömmlinge von mittel- und südeuropäischen Gebirgssippen und submediterranen Sippen. *Feddes Repert.* 81, 61—66.
- [84] Lawalrée A., 1971. L'appauvrissement de la flore en Belgique depuis 1850. *Boissiera* 19, 65—71.
- [85] Levin D. A., Kerster H., 1974. Gene flow in seed plants. *Evol. Biol.* 7, 139—220.
- [86] Linkola K., 1919. Studien über den Einfluss der Kultur auf die Flora in den Gegenden nördlich vom Ladogasee. I. Allgemeiner Teil. *Acta Soc. Fauna Fl. Fenn.*, 45, I—VII, 1—429.
- [87] Lousley J. E. (ed.), 1953. *The changing flora of Britain*. 203 pp. Botanical Soc. of the British Isles, Abroath.
- [88] Lucas G., Syngé H., 1978. *The IUCN plant red data book*. 540 pp. IUCN, Morges.
- [89] Lucas G. L., Walters S. M. (eds.), 1975. A preliminary draft for the list of threatened and endemic plants for the countries of Europe. 162 pp. IUCN, Survival Service Threatened Plants Committee, Kew.
- [90] Maarel E. Van der, 1971. Plant species diversity in relation to management. Pp. 45—63. In: [23].
- [91] Marchant C. J., 1975. *Spartina* Schreb. Pp. 586—587. In: [131].
- [92] Marshall A. J. (ed.), 1966. *The great extermination. A guide to Anglo-Australian cupidity, wickedness and waste*. VIII, 221 pp. Heinemann, London and Melbourne.
- [93] Matuszkiewicz A., 1977. Der thermophile Eichenwald in N.O. - Polen als anthropo-zoogene Gesellschaft. Pp. 527—540. In: Tüxen R. (ed.), *Vegetation und Fauna, Ber. Int. Symp. Int. Ver. Vegetationskunde 1976*. J. Cramer, Vaduz.
- [94] Medwecka-Kornaś A., 1960. Poland's steppe vegetation and its conservation. 32 pp. State Council for Conservation of Nature, No. 6, Kraków.
- [95] Medwecka-Kornaś A., 1977. Ecological problems in the conservation of plant communities, with special reference to Central Europe. *Environm. Conserv.* 4, 27—33.
- [96] Melville R., 1970a. *Angiospermae. Red Data Book Vol. 5*. Publ. by Intern. Union Conserv. Nat. and Nat. Resources, Morges.
- [97] Melville R., 1970b. Plant conservation and the Red Book. *Biol. Conserv.* 2, 185—188.
- [98] Meusel H., 1943. *Vergleichende Arealkunde*. I. Textteil. XII, 466 ss. Gebr. Borntraeger, Berlin—Zehlendorf.
- [99] Michalik S., 1974. Antropogeniczne przemiany szaty roślinnej Ojcowskiego Parku Narodowego od początków XIX wieku do 1960 roku. *Ochr. Przyr.* 39, 65—154.
- [100] Mirek Z., 1981. Problemy klasyfikacji roślin synantropijnych. *Wiadom. Bot.* 25, 45—54.

- [101] Mirek Z., 1981. Zmienność, rozmieszczenie i warunki występowania gatunków z rodzaju *Camelina* w Polsce. *Fragm. Florist. Geobot.* **27** (w druku).
- [102] Mizianty M., 1978. Zmienność *Rhinantus serotinus* (Schönb.) Oborny w Polsce. *Fragm. Florist. Geobot.* **24**, 387—425.
- [103] Müller T., 1972. Möglichkeiten des botanischen Artenschutzes in Schutzgebieten. *Schriftenreihe Landschaftspflege Naturschutz* **7**, 81—85.
- [104] Mulligan G. A., Findlay J. N., 1970. Reproductive systems and colonization in Canadian weeds. *Canad. J. Bot.* **48**, 859—860.
- [105] Myers N., 1976. An expanded approach to the problem of disappearing species. *Science* **193**, 198—202.
- [106] Myers N., 1979. The sinking ark. A new look at the problem of disappearing species. XIII, 307 pp. Pergamon Press, Oxford etc.
- [107] Nilsson Ö., Gustafsson L.—Å., 1976—1979. Report from Project Linnaeus 1—120. *Svensk Bot. Tidskr.* **70**, 165—175, 211—223; **71**, 3—22, 205—224; **72**, 1—24, 189—203; **73**, 71—85, 353—372.
- [108] Olaczek R., 1976. Zmiany w szacie roślinnej Polski od połowy XIX wieku do lat bieżących. *Zesz. Problemowe Postępów Nauk Roln.* **177**, 369—408.
- [109] Ownbey M., 1950. Natural hybridization and amphiploidy in the genus *Tragopogon*. *Amer. J. Bot.* **37**, 487—499.
- [110] Ownbey M., McCollum G. D., 1954. The chromosomes of *Tragopogon*. *Rhodora* **56**, 7—21.
- [111] Pawłowski B., 1950. Znaczenie socjologii-roślin dla racjonalnej gospodarki człowieka w przyrodzie. *Ochr. Przyr.* **19**, 1—30.
- [112] Pawłowski B., Zarzycki K., 1972. Zespoły łąkowe i wrzosowiskowe. Ss. 338—352 W: Szafer W., Zarzycki K. (red.), *Szata roślinna Polski*. Wydanie drugie. PWN, Warszawa.
- [113] Perring F. H. (ed.), 1970a. The flora of a changing Britain. *Classey, Middlesex*.
- [114] Perring F. H., 1970b. The last seventy years. Pp. 128—135. In: [113].
- [115] Perring F. H., Walters S. M., 1971. Conserving rare plants in Britain. *Nature* **229**, 357—377.
- [115a] Pianka E. R., 1970. On *r*- and *K*-selection. *Amer. Naturalist* **104**, 592—597.
- [116] Piotrowska H., 1974. Nadmorskie zespoły solniskowe w Polsce i problemy ich ochrony. *Ochr. Przyr.* **39**, 7—63.
- [117] Piórecki J., 1975. *Trapa natans* L. w Kotlinie Sandomierskiej (ekologia, rozmieszczenie i ochrona). *Roczn. Przemyski* **15—16**, 347—400.
- [118] Prance G. T., Elias S., (eds.), 1977. Extinction is forever. Threatened and endangered species of plants in the Americas and their significance in ecosystems today and in the future. VI, 437 pp. The New York Bot. Garden, New York.
- [119] Procházka F., 1972. Změny v druhovém složení původní flóry Československa. *Acta Ecol. Nat. Reg. Praha* **1972** (1), 55—58.
- [120] Ralska-Jasiewiczowa M., 1981. Wpływ osadnictwa prehistorycznego na roślinność naturalną. *Memorabilia Zool.* (w druku).
- [121] Raven P., 1976. Systematics and plant population biology. *Syst. Bot.* **1**, 284—316.
- [122] Reichhoff L., Böhnert W., 1978. Zur Problematik von *Festuco-Brometea*-, *Sedo-Scleranthetea*-, und *Coryneporetea-Gesellschaften* in Naturschutzgebieten im Süden der DDR. *Arch. Naturschutz Landschaftsf.* **18**, 81—102.
- [123] Ridley H. N., 1930. The dispersal of plants throughout the world. 744 pp. L. Reeve and Co., Ashford.
- [124] Rothmaler W., 1946. Artenstehung in historischer Zeit, am Beispiel der Unkräuter des Kulturleins (*Linum usitatissimum*). *Der Züchter* **17/18**, 89—92.
- [125] Rybniček K., Rybničková E., 1974. The origin and development of waterlogged meadows in the central part of the Šumava Foothills. *Folia Geobot. Phytotax.* **9**, 45—70.
- [126] Schaberg F., 1965. Eine Bastardpopulation von *Centaurea diffusa* Lamk. und *Centaurea stoebe* L. in Halle. (Florist. Beitr. Geobot. Geländearbeit in Mitteldeutschland IX.). *Wiss. Z. Univ. Halle, Math.-Naturwiss. R.* **14**, 502—503.

- [127] Scholz H., 1970. Zur Systematik der Gattung *Bromus* L. Subgenus *Bromus* (*Gramineae*). *Willdenowia* **6**, 139—160.
- [128] Scholtz H., 1975. Grassland evolution in Europe. *Taxon* **24**, 81—90.
- [129] Smith P., 1968. The *Bromus mollis* aggregate in Britain. *Watsonia* **6**, 327—344.
- [130] Sowa R., Rostański K., 1980. Alfabetyczny wykaz efemerofitów Polski. 12 ss. Sympozjum na temat: Antropogeniczne przeobrażenia roślinności w dolinach rzecznych — ich interpretacja w związku z programem „Wisła”, Toruń—Bachotek n. Drwęca, 5—9.06.1980. Inst. Biol. UMK, Toruń.
- [131] Stace C. A. (ed.), 1975. Hybridization and the flora of the British Isles. XIII, 626 pp. Academic Press, London.
- [132] Stebbins G. L., 1958. Zmienność i ewolucja roślin. 470 ss. PWN, Warszawa.
- [133] Sukopp H., 1962. Neophyten in natürlichen Pflanzengesellschaften Mitteleuropas. *Ber. Deutsch. Bot. Ges.* **75**, 193—205.
- [134] Sukopp H., 1966a. Neophyten in natürlichen Pflanzengesellschaften Mitteleuropas. Pp. 275—291. In: Tüxen R. (ed.), *Anthropogene Vegetation*, *Ber. Int. Symp. Int. Vereinigung Vegetationsk.* 1961. Verlag Dr. W. Junk, Den Haag.
- [135] Sukopp H., 1966b. Verluste der Berliner Flora während der letzten hundert Jahre. *Sitzungsber. Ges. Naturf. Freunde Berlin, N.F.* **6**, 126—136.
- [136] Sukopp H., 1969. Der Einfluss des Menschen auf die Vegetation. *Vegatatio* **17**, 360—371.
- [137] Sukopp H., 1972. Wandel von Flora und Vegetation in Mitteleuropa unter dem Einfluss des Menschen. *Ber. Landw.* **50**, 112—139.
- [138] Sukopp H., 1974. „Rote Liste” der in der Bundesrepublik Deutschland gefährdeten Arten von Farn- und Blütenpflanzen (1. Fassung). *Natur und Landschaft* **49**, 315—322.
- [139] Sukopp H., Trautmann W., 1976. Veränderungen der Flora und Fauna in der Bundesrepublik Deutschland. *Schriftenreihe Vegetationsk.* **10**, 1—409.
- [140] Sukopp H., Trautmann W., Korneck D., 1978. Auswertung der Roten Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen in der Bundesrepublik Deutschland für den Arten- und Biotopschutz. *Schriftenreihe Vegetationsk.* **12**, 1—138.
- [141] Tachtadžian A. L. (red.), 1975. Krasnaja kniga — Dikorastuszczije widy flory SSSR nuzdajuszczijesa w ochranie. 204 ss. Izd.-wo Nauka, Leningrad.
- [142] Thellung A., 1915. Pflanzenwanderungen unter dem Einfluss des Menschen. *Beibl. Englers Bot. Jahrb.* **53**(9/5) Nr 116.
- [143] Thellung A., 1918—1919. Zur Terminologie der Adventiv- und Ruderalflora. *Allg. Bot. Z. Syst. Karlsruhe* **24**, 36—42.
- [144] Trzeńska-Tacik H., 1979. Flora synantropijna Krakowa. *Rozpr. Habilitacyjne Uniw. Jagiellońskiego* **32**, 1—278.
- [145] Trzeńska-Tacik H., Wasylikowa K., 1981. Historia przemian synantropijnych flory i roślinności w Polsce. *Memorabilia Zool.* (w druku).
- [146] Tumiłowicz D., Zubeł E., 1978. Zanikanie i przemiany łąk trzęślicowych (*Molinietum coeruleae*) w dolinie Wisły koło Czernichowa (Polska południowa). *Fragm. Florist. Geobot.* **24**, 643—650.
- [147] Turner S. J., 1966. The decline of the plants. Pp. 134—155. in: [92].
- [148] Walters S. M., 1976. The conservation of threatened vascular plants in Europe. *Biol. Conserv.* **10**, 31—41.
- [149] Wells T. C. E., 1968. Land-use changes affecting *Pulsatilla vulgaris* in England. *Biol. Conserv.* **1**, 37—43.
- [150] Wells T. C. E., 1960. Botanical aspects of conservation management of chalk grassland. *Biol. Conserv.* **2**, 36—44.
- [151] Wells T. C. E., Barling D. M., 1971. *Pulsatilla vulgaris* Mill. *Biological Flora of the British Isles*. *J. Ecol.* **59**, 275—292.
- [152] Whittaker R. H., 1965. Dominance and diversity in land plant communities. *Science*, **147**, 250—260.
- [153] Whittaker R. H., 1975. *Communities and ecosystems*. 2nd edition. XVIII, 385 pp. Mac Millan, New York.

- [154] Wilkoń-Michalska J. 1970. Zmiany sukcesyjne w rezerwacie halofitów Cieclocinek w latach 1954—1965. *Ochr. Przyr.* 35, 25—51.
- [155] Wood D. A., 1977. *Endangered species: a bibliography*. V, 85 pp. Environmental Series 3, Environmental Institute, Oklahoma State University, Stillwater, Oklahoma.
- [156] Zajac A., 1979. Pochodzenie archeofitów występujących w Polsce. *Rozpr. Habilitacyjne Uniw. Jagiellońskiego* 29, 1—213.
- [157] Zarzycki K., 1958. Wilgotne łąki w okolicy Czernichowa i potrzeba ich ochrony. *Ochr. Przyr.* 25, 49—69.

Prof. dr JAN KORNAŚ
Instytut Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego,
ul. Lubicz 46, 31-512 Kraków