



Strasbourg, 2 września 2009

[Inf09e_2009.doc]

T-PVS/ Inf (2009)9

KONWENCJA O OCHRONIE GATUNKÓW DZIKIEJ FLORY I FAUNY EUROPEJSKIEJ
ORAZ ICH SIEDLISK

Stały Komitet

Spotkanie 29

Berno, 23-26 listopada 2009

**WPLYW ZMIAN KLIMATYCZNYCH NA GATUNKI
FLORY W EUROPIE**

Raport przygotowany przez

Prof. Vernona Heywooda

Wydział Nauk Biologicznych University of Reading

Opracowany we współpracy z dr Alastaiem Culhamem



Tłumaczenie sfinansowane ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej

Niniejsze tłumaczenie zostało wykonane na zlecenie Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska i nie jest oficjalnym tłumaczeniem Rady Europy.

Dokument opublikowany za zgodą Sekretariatu Konwencji Berneńskiej.

PODSUMOWANIE

Przedstawiamy podsumowanie dotyczące obecnego stanu ochrony różnorodności roślinnej w Europie, a także braków występujących w danych dotyczących pomiaru wyjściowego. Przeanalizowane zostaną ostatnio opublikowane dane dotyczące wpływu zmian klimatycznych na florę Europy, z uwzględnieniem zmian w zakresie fenologii i rozłożenia pięter roślinności. Wszystkie dostępne dowody wskazują, iż zmiany klimatyczne będą miały, w obecnym stuleciu, ogromny wpływ na różnorodność roślinną, zarówno na poziomie krajobrazu, jak i ekosystemu, a także zarówno na poziomie gatunkowym jak i liczebności populacji. Zmiany te będą także podlegać wpływowi i będą wpływać na inne formy zmian globalnych takich jak zmiany wielkości i przemieszczania się populacji a także zmiany występowania poszczególnych gatunków wynikające z działania czynników zakłócających. Rodzaje wywieranego wpływu nie będą jednorodne, niektóre regiony, jak np. Europa północna doświadczą bardziej umiarkowanych zmian i bardziej umiarkowanej rotacji gatunków, podczas gdy inne, jak np. rejon Morza Śródziemnego i rejony wysokich łańcuchów górskich mogą spodziewać się dużych zakłóceń stabilności ekosystemów, zastąpienia ich nowymi układami gatunków, a także utraty znacznej ilości obecnie już rzadkich i zagrożonych gatunków, występujących w wysoko wyspecjalizowanych siedliskach. Wiele gatunków, które nie są obecnie zagrożone i nie figurują w Czerwonych Księgach poszczególnych krajów, może osiągnąć status gatunków zagrożonych, na skutek następujących zmian klimatycznych, innym gatunkom natomiast może grozić wyginięcie ze względu na brak odpowiednich niszy, do których będą mogły migrować. Podczas gdy udało nam się już opracować złożone narzędzia i procedury modelowania, z problemem migracji gatunków i zmiany siedlisk w skali lokalnej, związanych jest nadal wiele niepewności. W opracowaniu przedstawione zostaną również zalety i wady modelowania bioklimatycznego. Wysoce prawdopodobne jest, że w wyniku zmian klimatycznych lub innych czynników zmian globalnych, nastąpi wyraźny wzrost liczby tzw. gatunków inwazyjnych, które będą miały wyraźny wpływ na poszczególne siedliska.

Podczas gdy Konwencja Berneńska, Dyrektywa Siedliskowa oraz poszczególne państwa wyraźnie przyczyniły się do określenia gatunków, które wymagają podjęcia natychmiastowych kroków w kwestii ochrony ich siedlisk, oraz stworzenia sieci ekologicznej, to realizacja tych założeń, w szczególności w kwestii zarządzania obszarami i ochrony na poziomie gatunkowym wciąż nie jest jeszcze gotowa.

Biorąc pod uwagę, że posiadamy niepełne dane dotyczące pomiaru wyjściowego, np. dane dotyczące gatunków zagrożonych, dane dotyczące identyfikacji i zakresu inwazji poszczególnych gatunków, liczby gatunków, których ochrona/zarządzanie/odtworzenie, którymi zostały już wprowadzone w życie, trudno jest określić właściwe cele działania.

Pod uwagę brane są obecnie zarówno rozmaite strategie ochrony gatunków, *in situ* lub *ex situ*, których skuteczność wymaga krytycznej oceny, jak i nowatorskie strategie takie jak ochrona *inter situs*, migracje przy udziale człowieka i ochrona poza obszarami chronionymi.

W Załączniku znajduje się lista gatunków wyszczególnionych w Konwencji Berneńskiej oraz informacje na temat ich obecnego statusu ochrony, dostępności planów odzyskiwania gatunków, oraz punktów georeferencji modelowania niszy występowania.

SPIS TREŚCI

1. NAJNOWSZE ODKRYCIA I ICH KONTEKST	6
1.1 Wstęp.....	6
1.2 Zmiany globalne.....	8
2. PODSUMOWANIE OSTATNICH ARGUMENTÓW DOKUMENTUJĄCYCH WPŁYW ZMIAN KLIMATYCZNYCH NA ROŚLINNOŚĆ EUROPY	9
2.1 Fenologia.....	9
2.2 Zmiany wysokości występowania.....	12
2.3 Gatunki roślin jako wskaźniki zmiany klimatu.....	14
3. RÓŻNICE REGIONALNE DOTYCZĄCE SKUTKÓW ZMIAN KLIMATYCZNYCH W EUROPIE I POSZCZEGÓLNYCH JEJ KRAJACH.....	14
3.1 Czynniki regionalne	15
3.1.1 Obszar Śródziemnomorski	16
3.1.2 Strefy górskie i alpejskie	17
3.1.3 Wyspy Morza Śródziemnego	20
3.2 Strefy przybrzeżne.....	25
3.3 Wyspy Makaronezji	26
3.3.1 Wyspy Kanaryjskie	26
3.3.2 Madera.....	27
3.3.3 Azory.....	27
4. AKTUALNY STAN RÓŻNORODNOŚCI ROŚLINNEJ W EUROPIE: INFORMACJE PODSTAWOWE	27
4.1 Gatunki zagrożone.....	28
4.2 Wprowadzanie gatunków roślin do Czerwonych Ksiąg a zmiana klimatu.....	30
4.3 Gatunki drzew	31
5. Przewidywany wpływ zmiany klimatu na różnorodność roślinną w Europie.	32
5.1 Wprowadzenie.....	33
5.2 Zalety i wady modelowania niszowego	35
6. Potencjał inwazyjności a zmiana klimatu.	38
6.1 Informacje podstawowe	38
6.2 Zasadnicze kwestie.....	39
6.3 Modelowanie niszowe i przewidywanie inwazji	40
6.4 Źródła i prognozy odnośnie inwazji.....	41
6.5 Migracja z udziałem człowieka w sposób niezamierzony	42
6.6 Kodeks postępowania.....	44

7. Planowana adaptacja: sugestie dotyczące strategii ochrony i działań z nią związanych	45
7.1. Kontekst	46
7. 2 Obszary chronione.....	46
7.2.1 Obecna sytuacja.....	47
7.2.2 Przewidywane skutki zmiany klimatu.....	49
7.2.3 Wskazówki dotyczące zarządzania obszarami chronionymi	50
7.2.4 Reprezentacja gatunków zagrożonych na obszarach chronionych.	50
7.2.5 Rola sieci siedliskowej	52
7.3 Mikro rezerwaty roślin (ang. Plant Micro-Reserves - PMR)	52
7.4 Ochrona gatunków poza obszarem chronionym	54
7.5 Ochrona gatunków	55
7.5.1 Ochrona <i>in situ</i>	55
7.5.2 Kontekst Konwencji Berneńskiej.....	55
7.5.3 Reintrodukcja, ochrona <i>inter situ</i> i migracja gatunków z pomocą człowieka.....	57
7.6 Migracja/zasiedlanie z udziałem człowieka	58
7.7 Komplementarność <i>Ex situ</i>	59
7.7.1 Banki nasion	61
7.7.2 Żywe zbiory ogrodów botanicznych	61
7.7.3 Zbiory ochronne w szkółkach leśnych	62
7.7.4 Zagrożenie ze strony żywych zbiorów <i>ex situ</i> stających się źródłem gatunków inwazyjnych	62
8. WNIOSKI I ZALECENIA	64
PODZIĘKOWANIA	66
Bibliografia.....	66
ZAŁĄCZNIK 1: Skonsolidowana lista gatunków Konwencji Berneńskiej zawierająca ich obecnym statusem Czerwonej Księgi IUCN, ich oceną w Czerwonej Księdze zgodnie z <i>Buord i Lesoëuf (2006)</i> , dostępnością planu ochrony oraz zaznaczeniem miejsc rozmieszczenia dostępnych dla modelowanie niszowego.....	62

1. NAJNOWSZE ODKRYCIA I ICH KONTEKST

„Nawet najbardziej restrykcyjne z dotychczas proponowanych, założeń dotyczących emisji gazów zakładają wysokie ryzyko wystąpienia znaczących zmian klimatycznych. Zmiany te mogą wystąpić w ciągu najbliższych kilku dziesięcioleci i prawdopodobnie przewyższą 2°-owe ocieplenie klimatu docelowo zakładane przez Unię Europejską, a przez wiele osób postrzegane jako niebezpieczna granica, której nie powinniśmy przekroczyć”, Parry i in. (2009).

1.1 Wstęp

Wpływ zmian klimatycznych na roślinność Europy stanowi przedmiot dużego zainteresowania, jako że roślinność, oprócz swego podstawowego znaczenia, odgrywa również znaczącą rolę w funkcjonowaniu ekosystemów, produkcji żywności i w utrzymywaniu ogólnego bezpieczeństwa. Zmiany klimatyczne mają również wpływ na występowanie innych organizmów, których siedliska zależą od dostępności określonych roślin. W przeciwieństwie do innych grup organizmów, rośliny mogą przemieszczać się jedynie poprzez rozprzestrzenianie się pyłków, nasion i diaspor, co spowalnia migrację i sprawia, że roślinność nie jest w stanie szybko reagować na zmiany klimatyczne. Rośliny, będąc organizmami osiadłymi i jednocześnie częścią stałych systemów obszarów chronionych, są niestety również bardzo podatne na efekty szybkich zmian środowiskowych.

Jest niemalże pewne, iż efekty zmian temperatury i wysokości opadów będą wraz z innymi czynnikami mieć wpływ na szereg procesów biologicznych oraz występowanie poszczególnych ekosystemów i gatunków. *European Environment Outlook (EEA 2005)* podaje, że: „Znaczących zmian w rozmieszczeniu poszczególnych gatunków roślinności w Europie można spodziewać się jeszcze w obecnym stuleciu, w szczególności na południowym wschodzie. Przewiduje się, że większość państw członkowskich Unii Europejskiej straci do roku 2100 ponad 50 gatunków w porównaniu ze stanem z roku 1995. Kraje skandynawskie i bałtyckie mogą wzbogacić się o znaczną liczbę nowych gatunków, co spowodowane będzie podwyższeniem poziomu temperatury i opadów, wynikającym ze zmian klimatycznych.”

Inni autorzy (*Araujo 2009; Berry 2008; Huntley 2007*) przytaczali wiele argumentów, w szczególności wysoki poziom podatności Europy, opublikowanych między innymi w ostatnim raporcie Międzynarodowego Zespołu ds. Zmian Klimatu (ang. Intergovernmental Panel on Climate Change) (*IPCC a, b*). Co za tym idzie nie będą one powtórzone w tym raporcie. Autorzy ci przedstawiali również wiele przykładów reakcji na zmiany klimatyczne, migracji, strategii adaptacji, znaczenia obszarów chronionych, modelowania warunków bioklimatycznych oraz jego ograniczeń, a także potrzeb ochrony gatunkowej i in., dlatego też, w niniejszym raporcie znajdują się odniesienia do innych raportów. Wiele badań dotyczących różnorodności biologicznej, czy też globalnych zmian w Europie zostało opublikowanych w raporcie dotyczącym Minimalizacji Wpływu Zmian Klimatu na Różnorodność Biologiczną i Adaptacji do tych Zmian (MACIS)¹ (patrz streszczenie *Künn i in. 2008*), a także w raportach EEA/JRC/WHO (2008) dotyczących skutków zmian klimatycznych w Europie. Wstępne wnioski Grupy Expertów Technicznych ds. Różnorodności Biologicznej i Zmiany Klimatu działającej na podstawie Konwencji o różnorodności biologicznej² zostały udostępnione dopiero po sporządzeniu niniejszego raportu. Światowy przegląd roślin i zmian

¹ <http://www.macis-project.net/pub.html>

² <http://www.cbd.int/climate/meetings/ahteg-bdcc-02-02-findings-review-en.pdf>

klimatycznych został opublikowany przez BGCI (*Hawkins i in., 2008*). Niniejszy raport będzie koncentrował się na obecnym stanie różnorodności roślinnej w Europie, zakresie ochrony gatunkowej, dowodach potwierdzających efekty ostatnich zmian klimatycznych, oraz ich przewidywanych rezultatach i będzie zawierał szereg zaleceń dotyczących działań jakie można podjąć w celu złagodzenia tych efektów.

Tak jak w przypadku innych organizmów, możliwości naszego przewidywania reakcji świata roślinnego na zmiany klimatyczne zależą w dużym stopniu od rozmiaru i zakresu tych zmian. Należy jednak pamiętać, że zebrane ostatnio dowody służą jedynie podkreśleniu stopnia niepewności jaką obarczone są bieżące modele klimatyczne, które dostarczają podstawowych informacji stosowanych w prognozach IPCC na temat przyszłych zmian klimatycznych. Przykładowo, pierwszą, choć nie miarodajną, informacją odnośnie tendencji zmian klimatycznych, pochodzącą z Międzynarodowego Kongresu Naukowego nt. Zmian Klimatu w Kopenhadze, była informacja następującej treści:

„Ostatnie obserwacje potwierdzają, biorąc pod uwagę wysoki poziom emisji gazów, że sprawdzają się najgorsze z przewidywanych przez IPCC scenariuszy. W wypadku wielu kluczowych zmiennych, nasz system klimatyczny wykracza już poza ramy zmienności naturalnej, w których rozwijały się i prosperowały nasze społeczeństwo i gospodarka.

Zmienne te obejmują średnie globalnych temperatur lądowych, podniesienie poziomu wód oceanicznych, dynamikę wód oceanicznych i pokryw lodowych, zakwaszenie wód oceanicznych, oraz ekstremalne zjawiska klimatyczne. Wysoce prawdopodobne jest nasilenie się wielu tendencji, które prowadzić będą do zwiększenia ryzyka wystąpienia gwałtownych lub nieodwracalnych zmian klimatycznych.”

Wiele prognoz bazujących na danych modelowych dotyczących sposobu reakcji roślin na zmiany klimatyczne powstawało w oparciu o bardziej optymistyczne scenariusze, co prowadzi do znacznego poziomu niepewności, który będzie im towarzyszył do momentu opracowania bardziej zaawansowanych i wiarygodnych modeli warunków bioklimatycznych, które będą dostępne dla IPCC. Inne główne obszary niepewności stanowią potencjalne konsekwencje klimatyczne zmian w występowaniu prądu strumieniowego oraz alternatywne scenariusze dla Europy Zachodniej, których prawdopodobieństwo ulegnie zwiększeniu, jeśli dojdzie do znacznego spowolnienia lub zatrzymania cyrkulacji termohalinowej.

Równie niepokojący pozostaje fakt, iż najprawdopodobniej nie będziemy w stanie osiągnąć milenijnych celów UE. W czasie śródkresowej oceny procesu wdrażania Planu Działania Na Rzecz Różnorodności Biologicznej (ang. EC biodiversity Action Plan)³ zauważono, iż pomimo pewnych postępów w zakresie efektywności tego planu, „nie wydaje się prawdopodobne – biorąc pod uwagę dotychczasowe starania – aby do roku 2010 udało się powstrzymać zmniejszanie się różnorodności biologicznej na terenie UE. Znaczącego zaangażowania ze strony Społeczności Europejskiej i państw członkowskich UE w ciągu najbliższych dwóch lat, będzie wymagało już nawet nie osiągnięcie, ale jedynie zbliżenie się do osiągnięcia tego celu”. W rzeczywistości pogodzone się już z faktem, że cel UE na rok

³ http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/comm2006/pdf/bap_2008_en.pdf

2010 nie zostanie osiągnięty (*Scutyser i Conde, 2009*) oraz, że główny nacisk kładzie się obecnie na sytuację po roku 2100 i możliwe do osiągnięcia wówczas cele. „Właściwy status ochrony” posiada obecnie mniej niż połowa objętych ochroną gatunków i siedlisk naturalnych w Europie. W wypadku większości pozostałych gatunków i siedlisk naturalnych status ochrony określany jest jako niewłaściwy lub zły. Ponadto, dostępne dane dotyczące znacznej liczby gatunków i siedlisk są niewystarczające do przeprowadzenia jakiegokolwiek oceny (*EEA, 2008*).

W sprawozdaniu zatytułowanym „Ekonomika ekosystemów i różnorodności biologicznej” (TEEB)⁴ odnaleźć można wnioski mówiące, że zwyczajne scenariusze zakładają, iż obecne zmniejszenie się różnorodności biologicznej i związana z nim utrata niektórych funkcji ekosystemów będą postępować, a nawet ulegną przyspieszeniu. Szacuje się, że do roku 2050 utracimy dalsze 11% terenów naturalnych, które istniały jeszcze w roku 2000. Około 40% obszarów o niskim poziomie zagospodarowania rolnego może zostać przekształconych w obszary intensywnej uprawy rolnej.

1.2 Zmiany globalne

Należy podkreślić, że rośliny podobnie jak inne organizmy i ich siedliska naturalne, będą narażone nie tylko na wpływ zmian klimatycznych, ale również innych czynników, które składają się na zmiany globalne (Tabela 1.1). Podczas gdy główny nacisk w ostatnich latach kładziony jest na efekty zmian klimatycznych, należy pamiętać, iż efekty te nie występują, ani nie będą występować w przyszłości w odosobnieniu, ale będą zawsze reagować ze zmianami liczby ludności i zmianami czynników zakłócających. Wzrost liczby ludności i ekspansja gospodarki światowej, jaka nastąpi w nadchodzących dziesięcioleciach będą prowadzić do wzrostu zapotrzebowania na tereny uprawne i uprawy energetyczne oraz będą niekorzystnie wpływać na różnorodność biologiczną gatunków dziko występujących i tereny chronione. Oprócz wzrostu liczby ludności, w Europie, w ubiegłym stuleciu, miały miejsce, znaczące ruchy migracyjne ludności, jak np. migracja ze wsi do miast. W rejonie śródziemnomorskim, w większości przypadków zrezygnowano z tradycyjnej formy uprawy ziemi – tarasów rolnych – co miało znaczący wpływ na kształtowanie krajobrazu. Inną formą migracji ludności, choć tymczasową, jest turystyka. Doprowadziła ona, w niektórych rejonach Europy, do wzmoczonego rozwoju formacji miejskich i turystycznych wraz z oddziaływaniem obiektów infrastruktury towarzyszącej. Zjawisko to określane mianem „coastalization” jest szczególnie widoczne na terenach przybrzeżnych oraz wyspach Morza Śródziemnego, co można było przewidzieć, doprowadziło już do zubożenia różnorodności biologicznej oraz zniszczenia lub fragmentacji (rozdrobienia) niektórych siedlisk, a co gorsze, przewiduje się, że będzie się ono nasilać.

Głównymi czynnikami warunkującymi zmiany bioróżnorodności są zmiany klimatyczne i zmiana sposobu zagospodarowania ziemi. Podczas gdy ich efekty są rozpatrywane osobno, istnieje tendencja do zaniedbywania znaczenia przewidywanych zmian różnorodności biologicznej (*Chazal i Rounsevell, 2009*), a jest to kwestia bardzo istotna, gdy w grę wchodzi przyszłe migracje roślinności przewidywane w modelach warunków bioklimatycznych (punkt 5), a także rodzaj i stan „nowych” siedlisk, które mają się dopiero pojawić.

⁴ http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/economics/pdf/teeb_report.pdf

Tabela 1.1 Główne składniki zmian globalnych

Zmiana populacji

Przemieszczanie się / migracje ludności

Wzrost demograficzny

Zmiany rozmieszczenia ludności

Zmiany sposobu zagospodarowania ziemi i występowania czynników zakłócających

Zmiany klimatyczne (definicja IPCC)

Zmiany wysokości temperatur

Zmiany atmosferyczne (gazy cieplarniane: dwutlenek węgla, metan, ozon, podtlenek azotu)

Inne czynniki związane z klimatem

Rozłożenie wytracania się azotu

Zanieczyszczenie powietrza w wielkich aglomeracjach miejskich

2. PODSUMOWANIE OSTATNICH ARGUMENTÓW DOKUMENTUJĄCYCH WPLYW ZMIAN KLIMATYCZNYCH NA ROŚLINNOŚĆ EUROPY

Istnieje coraz więcej istotnych dowodów potwierdzających zmiany w fenologii, interakcjach gatunkowych, a także zmiany występowania poszczególnych gatunków, które spowodowane są skutkami zmian klimatycznych, jakie miały miejsce w ciągu około 50 ostatnich lat w różnych krajach. Niestety, jak wskazuje *Berry (2008)*, dysponujemy niewielką ilością danych dotyczących podatności na skutki tych zmian wielu gatunków, w szczególności tych uwzględnionych w Załączniku nr 1 Konwencji Berneńskiej. Z drugiej jednak strony, wiele z tych gatunków uważa się za rzadkie i / lub zagrożone, występujące na ograniczonej liczbie, nierzadko rozproszonych stanowisk, i posiadające wysoko wyspecjalizowane siedliska usytuowane w piętrach górskich, alpejskich lub na wyspach, co sprawia, że są one narażone na szereg dodatkowych czynników, a tym samym szczególnie podatne na skutki zmian klimatycznych. Pojawiające się informacje odnośnie reakcji porównywalnych gatunków występujących w podobnych środowiskach jasno wskazują na ryzyko, na jakie gatunki te są narażone.

2.1 Fenologia

Jak pokazują raporty, najbardziej powszechną reakcją roślin na zmiany klimatyczne są zmiany w okresie zawiązywania pąków, kwitnienia, owocowania, wybarwienia i zrzucania liści. Podsumowanie najważniejszych dowodów zmian obserwowanych wśród roślinności Europy znajduje się w Tabeli 2.1, zaś ich dokładne omówienie znaleźć można w Cleland i in.

(2007). Początek kwitnienia zależy od wysokości temperatury, dlatego przewiduje się, że wzrost temperatury o 2-5°C może mieć bardzo istotne znaczenie. *Miller-Rushing i in.* (2008) przestrzega przed postrzeganiem zmiany daty pierwszego kwitnienia jako oznaki zachowania fenologicznego całej populacji i zaleca, aby podczas interpretowania zmian w czasie kwitnienia uwzględniać także wielkość populacji oraz częstotliwość pobierania próbek. Patrząc krótkoterminowo, zmiany te są jedynie wyrazem dostosowania się genotypów występujących w danej populacji. Na dłuższą metę zmiany te będą wpływać na równowagę skuteczności rozrodu rywalizujących ze sobą genotypów np., jeśli chodzi o przystosowywanie się do zmian. Dlatego też musimy dokonać rozróżnienia pomiędzy zmianami ewolucyjnymi a tymczasowymi (odwracalnymi) reakcjami na zmiany klimatyczne.

Oprócz temperatury wpływ na fenologię mają także inne czynniki. Przykładowo, *Peñuelas i in.* (2004) wykazali, że zmiany wielkości opadów i dostępności wody są istotnymi czynnikami zmian klimatycznych, które mogą powodować złożone zmiany fenologiczne oraz mogą mieć dalekosiężne konsekwencje, jeśli chodzi o funkcjonowanie i strukturę ekosystemów i biosfery. *Prieto i in.* (2008) dowodzą, że jesienne kwitnienie *Globularia alypum* i *Erica multiflora* zależne jest w większym stopniu od dostępności wody niż wysokości temperatury, a także, iż znaczące zmiany w rozmieszczeniu i wielkości opadów w okresie wiosenno - letnim mogą mieć poważny wpływ na czas kwitnienia *Globularia alypum*, podczas gdy *Erica multiflora* wydaje się być odporna na skutki tych zmian.

Na całe szczęście w Europie od dawna funkcjonuje tradycja zbierania długoterminowych danych fenologicznych dostępnych w wielu krajach (*Menzel, 2003*). Europejskie sieci danych fenologicznych tworzone są od połowy XVIII w., a dane w nich zgromadzone są dostępne dla wielu państw europejskich (np. *Ahas i in., 2002; Chmielewski i in., 2004; Chmielewski i Rötzer, 2002; Defila i Clot 2001; Schaber i Badeck, 2005*). Sieć danych fenologicznych została utworzona w Hiszpanii, w Instituto Nacional de Meteorologia (Państwowym Instytucie Meteorologii) w 1942r. *Gordo i Sanz (2009)* przeprowadzili tam analizę około 204 000 zapisów danych dotyczących 29 gatunków roślin wieloletnich. Dane te gromadzone były w archiwach INM w okresie od 1943 do 2003 i zostały przetworzone na zapis komputerowy tworząc tym samym, obejmującą największy zakres czasowy i przestrzenny, ocenę zmian fenologicznych w świecie roślinnym w regionie Śródziemnomorskim. Zestawienie to wykazało, iż większość gatunków przeszła w ostatnich dziesięcioleciach wyraźną zmianę, jeśli chodzi o okres rozwijania liści, kwitnienia i owocowania. Niedawno, bo w 1957., powstała siecią jest Sieć Międzynarodowych Ogrodów Fenologicznych (ang. International Phenological Gardens (IPG)) utworzona na Uniwersytecie Humboldta w Berlinie (*Chmielewski, 1996; Menzel i Fabian, 1999; Menzel, 2000; Chmielewski i Rotzer, 2001*). Głównym zadaniem IPG jest pozyskiwanie danych fenologicznych umożliwiających porównywanie roślinności europejskiej poprzez badanie klonowanego materiału genetycznego drzew i krzewów występujących na terenie różnych ogrodów botanicznych i innych lokalizacjach. Badanie klonowanego materiału genetycznego ma na celu pominięcie w obserwacjach fenologicznych skutków zróżnicowań genetycznych. Baza danych IPG zawiera obecnie zbiór około 65 000 obserwacji poczynionych na 23 gatunkach roślin występujących w około 50 ogrodach botanicznych w całej Europie (*Menzel, 2003*). Do gatunków obserwowanych należą: *Larix decidua, Picea abies, P. omorika, Pinus sylvestris, Betula pubescens, B. pendula, Fagus sylvatica, F. orientalis, Populus canescens, P. tremula, Prunus avium, Quercus petraea, Q. robur, Robinia pseudoacacia, Sorbus aucuparia, Tilia cordata, Ribes alpinum, Salix aurita, S. acutifolia, S. smithiana, S. glauca, S. xviminalis, Sambucus nigra, Corylus avellana, Forsythia suspensa 'Fortunei', Syringa x chinensis.*

Analiza danych zebranych w IPG w okresie 1959 – 1996 wykazała, że wiosenne etapy rozwoju, takie jak rozwijanie liści, następują średnio 6,3 dnia wcześniej (-0,21 dnia/rok), podczas gdy zdarzenia jesienne etapy rozwoju, takie jak wybarwienie liści uległy opóźnieniu o około 4,5 dnia (+0,15 dnia/rok). W konsekwencji, średni roczny okres wzrostu wydłużył się przeciętnie o 10, 8 dnia w porównaniu z okresem wczesnych lat 60-ych XXw. Jeśli chodzi o jesienne etapy rozwoju, nie udało się ustalić wyraźnych różnic pomiędzy tendencjami poszczególnych gatunków, ale udało się to zrobić jeśli chodzi o wiosenne etapy rozwoju – np. szybsze rozwijanie liści i kwitnienie krzewów sugerujące, że zmiany następujące w okresie wczesnej wiosny są zdecydowanie wyraźniejsze (*Menzel, 2000; Menzel i Fabian, 1999*). Zauważono również, że krzewy wydają się reagować na zmiany temperatury w większym stopniu niż drzewa (*Menzel, 2000*) i jak można by się spodziewać, występują też różnice regionalne, takie jak wyraźniej zaznaczone zmiany fenologiczne w okresie wiosennym w Europie północnej w porównaniu z Europą południową.

Tabela 2.1 Odnotowane w literaturze zmiany fenologiczne występujące w świecie roślinnym (częściowo na podstawie *Olofssona i in., 2008*)

Badanie	Obszar	Okres	Zmiana fenologiczna
Ahas 1999	Estonia	1916-1996	wcześniejsza wiosna (1.0 dzień/10 lat)
Menzel i Fabian (1999)	Europa	1959-1993	wcześniejsza wiosna (1.8 dnia/10 lat) późniejsza jesień (1.4 dnia /10 lat)
Menzel in. (2006)	Europa (21 państw)	1971-2000	wcześniejsza wiosna/lato (2.5 dnia /10 lat)
Fitter i Fitter (2002)	Wielka Brytania	1954-2000	pierwsze kwitnienie (4.5 dnia /10 lat w latach 90-tych XXw.)
Penuelas (2002)	Hiszpania	1952- 2000	wcześniejsze rozwijanie liści (3 dni/10 lat) wcześniejsze kwitnienie (1,2 dnia/10 lat) wcześniejsze owocowanie (3,5 dnia/10 lat) późniejsze opadanie liści (2,7 dnia/10 lat)
Schaber i Badeck (2005)	Niemcy	1880-1990	wcześniejsze kwitnienie (do 21 dni/10 lat) wcześniejsze wypuszczanie pąków (do 8 dni/10 lat) dłuższy okres wegetacyjny (7,3 dni/10 lat) (podane wartości dotyczą lat 1984-89)

Dane z IPG zostały włączone do badań prowadzonych przez *Menzela i in. (2006)*, które są obecnie uważane za największe światowe badanie fenologiczne, podczas którego współpracowali badacze z 17 państw. W latach 1971 – 2000 przeprowadzono ponad 125 000 serii obserwacyjnych 542 gatunków roślin i 19 gatunków zwierząt w 21 państwach Europy, dzięki czemu udowodniono wpływ zmian klimatycznych na występowanie pór roku. Wyniki wskazują, że wiosna następuje średnio 6-8 dni wcześniej niż miało to miejsce w przeszłości. W państwach gdzie nastąpił szybki wzrost temperatury, dane te są nawet dwa razy wyższe. Średnio zatem, nadejście wiosny / lata w Europie następuje obecnie wcześniej o 2,5 dnia/10 lat⁻¹, a analiza 254 serii krajowych średnich czasowych wskazuje, że fenologia gatunkowa zależna jest od temperatury występującej w poprzednich miesiącach (średnio nadejście wiosny / lata następuje 2,5 dnia °C⁻¹ wcześniej, natomiast wybarwienie i opadanie liści jest opóźnione o 1,0 dzień °C⁻¹). Prawidłowość obserwowanych zmian wiosennych odpowiada pomiarom krajowego ocieplenia w 19 krajach europejskich (współczynnik korelacji $r = -0.69$, $P < 0.001$).

Ogrody botaniczne były szczególnie zaangażowane w badanie zależności między klimatem i roślinnością – Royal Botanic Garden w Edynburgu nawet od połowy XVIIIw. (*Harper i in. 2004; Harper i Morris 2006; Harper i Morris 2007*). Ich rola w pozyskiwaniu zestawów danych dotyczących fenologii różnego rodzaju roślin została omówiona przez *Primack i Miller – Rushing (2009)*.

2.2 Zmiany wysokości występowania gatunków

Nauka dysponuje obecnie znaczną ilością dowodów potwierdzających migrację roślin wzwyż w różnych częściach Europy, która przypisywana jest zmianie klimatu. Jak odnotowują *Bresheras i in. (2008)* ‘Ocieplenie klimatu przypisywane wzrostowi emisji antropogenicznych gazów cieplarnianych skłaniają ekologów do przewidywań, iż piętra roślinności będą „piąć się” w górę jako, że klimat również zmienia swoje położenie, co pociąga za sobą również zmiany w czasie generacji poszczególnych gatunków...’ Jak sugerują autorzy, reakcje takie mają istotne znaczenie dla przewidywania i łagodzenia wpływu zmian klimatu szczególnie na roślinność występującą na wielu piętrach. Jeśli reakcje gatunków dominujących, które występują na różnych piętrach są raczej odosobnione i przesuwać się wraz ze zmianą klimatu, tym większe jest wówczas prawdopodobieństwo powstania nowych zbiorowisk roślinnych, innych niż roślinność naturalnie tam występująca. Takie nowe zbiorowiska lub nowopowstałe ekosystemy mogą stanowić wyzwanie pod względem zarządzania (*Hobbs i in., 2006; Lindenmayer i in., 2008*).

Kelly i Goulden (2008) udokumentowali, że gatunki dominujące występujące wzdłuż całej sąsiadującej doliny – piętro górskie obejmujące ponad 2000 m wysokości położone wzdłuż gór Santa Rosa w południowej Kalifornii – w odpowiedzi na regionalne antropogeniczne ocieplenie klimatu przeniosły swoje obszary występowania w górę zboczy. Stoi to w sprzeczności z oczekiwaniami, jakie można by było wysuwać w świetle przedstawianych obecnie dowodów z zakresu palaekologii mówiącymi, że reakcje roślinności następują z opóźnieniem w stosunku do zmian klimatu. Granice występowania poszczególnych gatunków dominujących pozostały jednak w powyższym badaniu niezmienione. W konsekwencji, zamiast oczekiwanego „wspinania się” w górę roślinności, nastąpiło synchroniczne przemieszczenie się wzwyż całego piętra roślinności - przesunięcie nastąpiło w górę w ramach obecnie ustalonych granic. Podobne badanie przeprowadzone

przez *Bässler i in. (2008)* wykazało, że zmiany w rozmieszczeniu poszczególnych gatunków chrząszczy, ptaków, grzybów, mięczaków, pajaków, roślin naczyniowych występujących w lasach iglastych Bawarii następowały wzdłuż piętrowości wysokości. Wskazywały one na występowanie dużych zależności pomiędzy wysokością temperatur a rozmieszczeniem poszczególnych gatunków sugerując, tym samym, znaczący wpływ zmian klimatycznych na te populacje. Wpływ ten został uwidocznił poprzez przesunięcie tych gatunków w górę.

W latach 1905-1985 i 1986-2005 *Lenoir i in. (2008)* porównali, pod względem wysokości występowania, rozmieszczenie 171 gatunków roślin leśnych wzdłuż całego pasma wysokości (0-2600m) w Europie Zachodniej (w Alpach Zachodnich, Północnych Pirenejach, Masywie Centralnym, Jurze Zachodniej, Wogezach, w paśmie Korsyki). Wykazali oni, że ocieplenie klimatu doprowadziło do znaczącego przesunięcia w górę optymalnych warunków wysokościowych dla poszczególnych gatunków sięgającego przeciętnie 29 m na 10 lat. Wykazali, że przesunięcie to jest większe w wypadku gatunków o siedliskach typowo górskich oraz gatunków trawiastych, które charakteryzują się szybszą wymianą całej populacji. Zauważyli, że przeciętnie skala zmiany optymalnej wysokości n.p.m., jeśli chodzi o gatunki roślinności leśnej występującej na przestrzeni całego pasma danej wysokości [$29,4 \pm 10,9$ m], odpowiada wskaźnikom, jakie obserwuje się, jeśli chodzi o przesunięcie roślinności alpejskiej powyżej linii drzew [$27,8 \pm 14,6$ m na 10 lat]. Przy założeniu, że w Europie do 2050 nastąpi przewidywany wzrost temperatury o 2°C, rośliny będą musiały osiągnąć poziom przesunięcia w pionie o 75m na 10 lat (średni środowiskowy spadek temperatury wynosi około 6, 5°C na 1000m wysokości n.p.m.) aby udało im się z roku na rok pozostać w tej samej strefie temperaturowej.

Układ roślinności występującej na najwyższych 10 m na 10 szczytach gór wysokich masywu Berniny w rejonie południowo-wschodnich Alp szwajcarskich został zbadany ponownie przez *Walther i in. (2005)*, po tym jak wcześniejsze badania przeprowadzono tam w 1805 i 1985 r. Badania wykazały, że przesuwanie się w górę roślinności alpejskiej uległo przyspieszeniu, co sugeruje szybkie reakcje roślinności na ocieplenie klimatu, jakie nastąpiło w latach 90-ych XXw.

Podobne dowody napływają z rejonu Alp Włoskich, wskazując, że zmiana klimatu, również i tam, zmusza rośliny do przemieszczania się na wyższe wysokości (*Parolo i Rossi, 2007*). Badacze porównali zapisy z wcześniejszych badań (1954-1958) z wynikami ostatnich (2003-2005) badań roślinności występującej od pietra alpejskiego do pietra niwalnego w Alpach Retyckich w Północnych Włoszech. Występowanie wszystkich gatunków roślin naczyniowych, a także maksymalne wysokości ich występowania zostały zbadane na przestrzeni 730 m przekroju poprzecznego wysokości n.p.m. badacze odkryli, że 52 gatunki badanych roślin przeniosły się o 430 m wyżej w porównaniu z wcześniejszymi zapisami dotyczącymi ich występowania w odpowiedzi na wzrost temperatury o 1,5 °C (lista tych gatunków znajduje się w załączniku B do niniejszego opracowania). Niektóre z tych gatunków sięgnęły już niemalże szczytów górskich, co sugeruje, że jeśli będą zmuszone przemieszczać się wyżej, będą skazane na wyginięcie.

Zmiany roślinności występującej w centralnych pasmach wysokich Gór Iberyjskich w Hiszpanii, jakie następowały w latach 1957 – 1991, kiedy to populacja stepowej *Festuca aragonensis* charakterystyczna dla orocryozony została zastąpiona koloniami *Juniperus communis* podgat. *alpina* i *Cytisus oromediterraneus* z niższych wysokości, również potencjalnie przypisywane są zmianom klimatycznym (*Sanz-Elorza i in., 2003*).

2.3 Gatunki roślin jako wskaźniki zmiany klimatu

Coraz częściej pojawiają się głosy nawołujące do stosowania wskaźników, które umożliwią naukowcom i decydom łatwiejszą ocenę skutków zmian klimatycznych wywieranych na różnorodność gatunkową. Wskaźniki te umożliwiłyby również podnoszenie świadomości biologicznych konsekwencji ocieplenia klimatu, a także wytyczanie celów, jeśli chodzi o minimalizowanie tychże skutków i wprowadzanie strategii ich łagodzenia oraz strategii adaptacyjnych. (*Gregory i in.*, 2009). Opracowanie projektu metodologii stosowania określonych gatunków roślin jako wskaźników wpływu zmian klimatu na różnorodność gatunkową zostało zlecone przez Europejskie Centrum Tematyczne (ang. European Topic Centre) ds. Różnorodności gatunkowej w Wiedniu, a wyniki tego projektu zostały opublikowane w formie raportu przez *Pauli i in.* (2008). Raport skupia się na roślinności alpejskiej, która stanowi znaczną część roślinności naczyniowej Europy i, jak przedstawiono poniżej (punkt 3.1.2), są one szczególnie wrażliwe na zmiany klimatu, przez co grozi nam przewidywana w jednym badaniu (*Thuiler i in.*, 2005a) utrata do roku 2080 około 60% ich gatunków. Badacze wykorzystali dane pochodzące z 18 europejskich regionów docelowych projektu GLORIA⁵ dotyczących 1000 gatunków, z których wyselekcjonowano 687. Projekt ma na celu opracowanie, w oparciu o rośliny alpejskie, uproszczonego wskaźnika poprzez porównanie najbardziej istotnych czynników warunkujących zmiany klimatyczne oraz porównanie najbardziej podatnych stref wysokości. Prace nad tym projektem trwają.

3. RÓŻNICE REGIONALNE DOTYCZĄCE SKUTKÓW ZMIAN KLIMATYCZNYCH W EUROPIE I POSZCZEGÓLNYCH JEJ KRAJACH

Różnorodność świata roślinnego Europy odzwierciedla imponujący zakres klimatów, rodzajów budowy geologicznej, oraz rodzajów gleb, występujących na kontynencie i należących do niego wyspach (*Akeroyd i Haywood*, 1994). Strefy roślinności rozciągają się od tundry arktycznej i subarktycznej oraz północnych lasów iglastych do lasów liściastych strefy umiarkowanej, wrzosowisk, obszarów trawiastych, piargów alpejskich i śródziemnomorskich lasów subtropikalnych, terenów stepowych i pustynnych, dlatego też skutki zmiany klimatu będą się różnić na tych terenach. Także w granicach poszczególnych krajów takich jak Francja, Hiszpania czy Grecja wyraźnie widać bogactwo siedlisk i stref klimatycznych, które odzwierciedlają również potencjalne schematy zmiany klimatu i strategie adaptacyjne roślin. Przewiduje się, że roślinność Hiszpanii będzie narażona na działanie dwóch antagonistycznych tendencji klimatycznych: ocieplenia i zmniejszenia dostępności zasobów wodnych. W rezultacie klimat północnej części Półwyspu Iberyjskiego znacznie przypominać klimat śródziemnomorski, natomiast część południowa ulegnie przesuszeniu (*Abanades Garcia i in.*, 2007)

Jeżeli uwzględnimy region Makaronezji, którego gatunki endemiczne przedstawione zostały w Załączniku nr 1 Konwencji Berneńskiej, wówczas narażone będą siedliska o

⁵ Projekt Globalnych Obserwacji Badawczych w Środowiskach Alpejskich (Global Observation Research Initiative in Alpine Environments) mający na celu zapoczątkowanie i prowadzenie sieci ogólnoswiatowych długoterminowych obserwacji w środowiskach alpejskich. Regionami docelowymi w Europie są: (1) Sierra Nevada (Hiszpania), (2) Centralne Pireneje (Hiszpania), (3) masyw Ritondu na Korsyce (Francja), (4) Apeniny Centralne (Włochy), (5) Apeniny Północne (Włochy), (6) pasmo Białych Gór (Lefka Ori) na Krecie (Grecja), (7) Mercantour-Alpy Południo - Zachodnie (Francja), (8) Entremont-Alpy Zachodnie (Szwajcaria), (9) Dolomity-Alpy Południowe (Włochy), (10) Hochschwab-Alpy Północno-Wschodnie (Austria), (11) Tatry-Karpaty Zachodnie (Słowacja), (12) Rodnei-Karpaty Wschodnie (Rumunia), (13) Kaukaz Centralny (Gruzja), (14) Cairngorms-Szkocja (Wielka Brytania), (15) Dovrefjell-Południowe Góry Skandynawskie (Norwegia), (16) Latnjajaure-Północne Góry Skandynawskie (Szwecja), (17) Ural Południowy (Rosja), and (18) Ural Polarny (Rosja)

szczególnych wymaganiach a także populacje takie jak zimozielone lasy wawrzynowate (*laurisilva*), lasy świetliste (*thermophilous forests*), w których występują gatunki takie jak *Phoenix canariensis* i *Dracaena draco* a także populacje krzewów kserofitycznych bogatych w wilczomleczce.

Próbie stworzenia największego modelu zmian w rozmieszczeniu poszczególnych gatunków flory europejskiej, spowodowanych zmianą klimatu, podjęli *Bakkenes i in. (2002)*. Zastosowali oni autorski model IMAGE 2 (Alcamo, 1994) oparty na scenariuszu IPCC 1992 IS92a zredukowany do 13 zmiennych podsumowujących. Sześciu z tych zmiennych użyli w celu stworzenia modeli niskowych warunków bioklimatycznych dla gatunków zawartych w *Atlas Florae Europaeae (Jalas i Suominen, 1972-1994)*. Choć modelowanie oparte na niewielkiej liczbie zmiennych, podlegające następnie analizie regresji bywa krytykowane (*Peterson, 2007*), powyższy model ma duże znaczenie ze względu na swój szeroki zakres. Obecne zagęszczenie gatunków na 50 km² waha się od >300 do <10, choć uważa się, że wynik ten nie jest miarodajny z powodu zebrania niewystarczającej ilości danych ze wschodnich rejonów *Atlasu*. Badanie sugeruje, że na obszarze zachodniej i północnej linii brzegowej Bułgarii nastąpi spadek zagęszczenia gatunków na km² w wysokości <10%, natomiast w rejonie Hiszpanii i Rosji nawet >80%. Obliczano również przewidywaną ilość nowych gatunków na km², jednak największe ich zagęszczenie przypada na obszary, na których zebrano niewystarczającą liczbę danych. *Thomas i in. (2004)* w ogólnosiwiatowym zestawieniu badań lokalnych sugerowali, że do roku 2050 wyginie od 6% (zmiana minimalna przy wysokim rozproszeniu) do 29% (maksymalna zmiana przy minimalnym rozproszeniu) flory Europy.

Berry i in. (2002) na poziomie regionalnym zastosowali scenariusze UKCIP98 dla lat 2020 i 2050, aby sporządzić model zmian w rozmieszczeniu fauny i flory w Wielkiej Brytanii, używając 40 gatunków roślin i 8 gatunków zwierząt. Przy zastosowaniu podejścia sieci neuronowej i siedmiu zmiennych interpolowanych, wyznaczyli gatunki, których rozmieszczenie albo ulegnie zmniejszeniu na południowych granicach ich występowania, albo nie ulegnie żadnej zmianie, lub też ulegnie zagęszczeniu na północnych granicach ich zasięgu. Wyniki potwierdzają typowy schemat w całej Europie, a więc ogólne przesunięcie modelowanego rozmieszczenia gatunków w kierunku północnym, wraz z zyskami, równowagą i stratami, w zależności od tego, czy występowanie danego gatunku zaczyna się na południu, w centrum, czy na północy danego rozmieszczenia w Europie.

3.1 Czynniki lokalne

Według KE (*CEC 2007*) najbardziej narażonymi na skutki zmian klimatu obszarami w Europie są:

- Europa Południowa i cały basen Morza Śródziemnego ze względu na połączone skutki wysokiego wzrostu temperatury oraz obniżenie ilości opadów w rejonach, które już teraz borykają się problemem niedostatku wody,
- obszary górskie, w szczególności rejon Alp, gdzie wzrost temperatury następuje gwałtownie prowadząc do rozległego topnienia pokrywy śnieżnej i lodowej zmieniając tym samym przepływ rzek,
- strefy przybrzeżne, z uwagi na podnoszenie się poziomu wód morskich połączone ze wzmocnionym ryzykiem sztormów. Gęsto zasiedlone tereny zalewowe z uwagi na wzmoczone ryzyko sztormów, intensywne opady deszczu i nagłe powodzie prowadzące do powszechnego zniszczenia terenów zabudowanych i infrastruktury,
- skandynawia, gdzie przewiduje się znaczny wzrost ilości opadów, z których znaczna część przybierze postać opadów deszczu a nie śniegu,

- rejon Arktyki, gdzie zmiany temperatury będą większe niż w jakimkolwiek innym miejscu na ziemi.

Do powyższych obszarów możemy zaliczyć również wyspy Makaronezji, które narażone są na przemieszczenie się antycyklonu azorskiego w kierunku wschodnim, które może doprowadzić do zmniejszenia częstotliwości i intensywności pasatów północno-zachodnich, co będzie mieć z kolei wpływ na unikalną strefę lasów wawrzynowatych i doprowadzi do ich przesunięcia w dół oraz narastającego przesuszenia strefy przybrzeżnej w wyniku nasilenia przeważających wiatrów wschodnich wiejących z kierunku Afryki.

3.1.1 Obszar Śródziemnomorski

Z obszarem śródziemnomorskim, głównym ogólnosiwiatowym centrum różnorodności gatunkowej roślin (*Davis i in., 1994; Heywood, 1998*) dającym schronienie około 10% gatunków roślin wyższych, z których połowę stanowią rośliny endemiczne dla tego regionu⁶ (*Heywood, 1995; Quézel i Médail, 1995*) graniczy kilka państw. Najnowsze raporty na temat Zmiany Klimatu takie jak IPCC (2007), Raport Sterna (*Stern, 2007*), czy *Confronting Climate Change* (*Bierbaum, 2007*) określają obszar śródziemnomorski mianem szczególnie narażonego na zmianę. Powszechnie wiadomo, że flora i roślinność obszaru śródziemnomorskiego jest najbardziej podatna na zmianę klimatu z powodu swojej wrażliwości na suszę i rosnące temperatury, a także z uwagi na fakt, iż zagrożona jest już w chwili obecnej (*EEA 2005; Schröter i in., 2005; Berry i in., 2007a,b; Giannakopoulos i in., 2005*). Obszar śródziemnomorski znajduje się obecnie w centrum uwagi z powodu swojej unikalnej charakterystyki klimatycznej: półotwarte morze, wydłużony kształt, duże różnice topograficzne i klimatyczne – od klimatu strefy umiarkowanej do klimatu subtropikalnego, a także z powodu swej wysokiej podatności na zmianę klimatu (*Lionello i in., 2008*). Dodatkowymi czynnikami są tu zmiany antropogeniczne jakich ten region doświadczał na przestrzeni tysięcy lat. Scenariusze temperaturowe dla obszaru śródziemnomorskiego zostały ostatnio opracowane przez *Hertig i Jacobeit (2008)*. Według ich oceny nawet przy wysokim poziomie niepewności dotyczącym rozmieszczenia zmian klimatu w regionie, „do końca obecnego stulecia należy oczekiwać znaczących zmian temperatury, miejscami wyższych niż 4 °C, co spowodowane będzie nasilającym się efektem cieplarnianym”. Zmiany te będą mieć istotny wpływ na poziom parowania, ilość i dostępność wody w regionie, który może stać się narażony na ryzyko niedostatku wody, pożarów leśnych i utratę ziem uprawnych.

Liczba ludności zamieszkującej tereny przybrzeżne obszaru śródziemnomorskiego uległa podwojeniu w ciągu ostatnich 40 lat wynosząc 450 milionów w roku 1999 i jak się oczekuje do roku 2050 ma przekroczyć 600 milionów. Ponadto, obszar śródziemnomorski stanowi główny cel podróży turystycznych, jako że 20 państw obszaru morza śródziemnomorskiego przyciąga około 30% światowej turystyki. Wybrzeże o długości 46 000 km długości odwiedzane jest w trwającym 3 m-ce sezonie letnim przez około 183 miliony turystów przyjezdnych i dodatkowe 100 milionów turystów krajowych, co łącznie stanowi około 280 milionów odwiedzających rocznie, a zgodnie z przewidywaniami liczba ta ma wzrosnąć do 350 milionów do roku 2050. Wyspy obszaru śródziemnomorskiego odwiedza każdego roku ponad 12 milionów turystów. 25 000 km linii brzegowej zostało już zurbanizowanych i przekroczyło punkt krytyczny.

Obszar śródziemnomorski odgrywa niezwykle rolę w kontekście zmiany klimatu oraz jej wpływu na różnorodność gatunkową, jako że stanowi barierę, której wiele roślin,

⁶ Greuter (1991), w swojej analizie roślinności, opartej opublikowanych tomach Med-Checklist, podaje szacunkowe dane mówiące, iż blisko 37,5% gatunków uważa się za gatunki lokalnie endemiczne (tzn. ograniczone do pojedynczych terenów), a 63,5% gatunków to gatunki endemiczne dla całego regionu objętego katalogiem Med-Checklist.

przemieszczających się z południa na północ nie może pokonać, a przynajmniej nie w tempie, o jakim mowa była powyżej. Jako że obszar śródziemnomorski nie sąsiaduje, tak jak pas Afryki Północnej z obszarem klimatycznie przypominającym tereny saharyjskie, można oczekiwać, że w południowej, śródziemnomorskiej części Europy, pod wpływem zmian klimatu, będzie rozwijał się zupełnie nowy typ klimatu. Trudno jest natomiast przewidzieć jakiego rodzaju roślinności będzie można spodziewać się na tych terenach w obliczu braku masowej migracji gatunków pochodzących z Afryki Północnej, choć oczywiście pewnego rodzaju daleko dystansowe przemieszczanie się niektórych gatunków będzie również możliwe. Istnieje zatem ryzyko, że tereny staną się podatne na występowanie chwastów lub gatunków inwazyjnych, natomiast gatunki obecnie tam rosnące będą albo skazane na wymarcie, albo na rozszerzenie swojego zakresu występowania, podczas gdy nowe gatunki będą stopniowo zajmować teren.

Istnieje jednak możliwość, że obszar śródziemnomorski doświadczył już w przeszłości rozległego wymarcia gatunków i dlatego obecnie, może być zdecydowanie bardziej odporny na przyszłe zmiany klimatu (*Greuter, 1995*). Należy niestety pamiętać, że wiele gatunków roślin śródziemnomorskich występuje w ograniczonych ilościach, często jedynie na obszarach górskich, na wyspach, albo w obydwu tych środowiskach. Spora liczba gatunków objętych Konwencją Berneńską występuje na śródziemnomorskich terenach Europy, przy czym wiele z nich, o czym będzie mowa poniżej, to gatunki roślinności górskiej, występujące w niewielkich populacjach, w specjalnego rodzaju siedliskach i częstokroć posiadające status roślin zagrożonych. Perspektywy na ich przetrwanie są raczej dość niewielkie. Ekosystemy górskie występujące na obszarze śródziemnomorskim najprawdopodobniej doświadczą w XXI w. znaczącej zmiany klimatycznej i będą narażone na intensywną przemianę pod względem struktury, pełnionych funkcji i zadań nawet, jeśli pod uwagę weźmiemy tylko najbardziej ostrożne przewidywania (*Nogués-Bravo i in. 2008*).

3.1.2 Strefy górskie i alpejskie

Wiele gatunków roślin objętych Konwencją Berneńską występuje w strefie górskiej⁷ lub alpejskiej, które są wprawdzie wyjątkowo bogate w różnego rodzaju gatunki roślinne, ale także wyjątkowo podatne na określone zagrożenia klimatyczne, w szczególności zaś na antropogeniczną zmianę klimatu (*Nogués-Bravo i in., 2007, 2008; Thompson, 2005; Thuiller i in., 2006*). Jak już wcześniej wspomniano, uznanie znaczenia europejskich rejonów górskich doprowadziło do powstania projektu GLORIA – europejskiej edycji Projektu Globalnych Obserwacji Badawczych w Środowiskach Alpejskich, 5-ego ramowego programu badań naukowych (RDT) UE.

Szacuje się, że gatunki roślinności alpejskiej występujące w europejskich górach wysokich stanowią około 20-25% wszystkich gatunków roślinnych Europy (*Grabherr i in., 2007; Nagy i Grabherr, 2009*). Szczególną koncentrację gatunków górskich można zaobserwować w Alpach Europejskich, Apeninach i Alpach Apuańskich we Włoszech, we francuskich i hiszpańskich Pirenejach, w górach Sierra Nevada, Górach Betyckich i Subbetyckich w Hiszpanii, w paśmie Białych Gór (Lefka Ori) na Krecie, na masywie Olimpu i w górach centralnej i południowej Grecji, oraz w Górach Troodos na Cyprze. Nie dziwi zatem fakt, że znaczna część przeprowadzanych badań dotyczyła wpływu zmian klimatu na roślinność europejskich rejonów górskich.

⁷ Określenie „górska” używane jest w niniejszym opracowaniu w znaczeniu ogólnym, podczas gdy „alpejska”, za Nagy i Grabherr (2009) odnosi się do strefy występującej powyżej linii drzew.

Europejska Agencja Środowiska (ang. EEA) zasugerowała w 2008 roku, że 60% gatunków roślinności górskiej zagrożonych jest wyginięciem. Agencja prawdopodobnie oparła się na modelu rozmieszczenia sporządzonym przez *Thuiller i in. (2005a)*, mówiącym, iż gatunki roślinności górskiej występujące w basenie Morza Śródziemnego są nieproporcjonalnie wrażliwe na zmianę klimatu i grozi nam utrata nawet 60% z nich. Podczas gdy prognozy te mogą okazać się nadmiernie pesymistyczne, nie ma wątpliwości, iż dla wielu gatunków perspektywy są raczej dość ponure. Już dziś, na wielu obszarach górskich Europy, obserwujemy migracje roślin wzwyż, przy czym niektóre z nich sięgnęły już szczytów i nie mają możliwości dalszego przemieszczania się. Wiele gatunków roślin górskich występuje jedynie w niewielkich, odosobnionych populacjach i ma mniejsze szanse na przetrwanie, ponieważ brakuje im zróżnicowania genetycznego niezbędnego, aby przystosować się do zmieniających się warunków klimatycznych, bądź też pokonać choroby. Częstokroć występują one w niepowtarzalnych społecznościach, w specjalistycznych siedliskach. Szczególnie ograniczone są tereny występowania roślinności skalnej, wymagającej bardzo specyficznych nisz lub mikrosiedlisk (*Thompson, 2005*), co przekłada się na problemy nie tylko z adaptacją do zmian klimatu, ale nawet z ochroną tych gatunków w obecnych warunkach. Zagrożeniem dla nich jest nawet wypas owiec i kóz. Wiele z nich nie będzie w stanie, w ciągu najbliższych kilku dziesięcioleci, przemieszczać się nawet na krótkich dystansach, dlatego też niezbędna może okazać się interwencja mająca na celu ułatwienie przeniesienia się tych roślin na odpowiednie dla nich obszary (*Farris i in., 2009*).

Niemożliwym jest stworzenie wyczerpującej listy takich gatunków, jednak pośród gatunków endemicznych uwzględnionych na liście Konwencji Berneńskiej (Załącznik I) znajdują się: *Artemisia granatensis*, *Brassica hilarionis*, *B. insularis*, *B. macrocarpa*, *Brassica sylvestris* podgatunek *taurica*, *Bupleurum kakiskalae*, *Coicya rupestris*, *Erigeron frigidus*, *Hormatophylla pyrenaica* (*Alyssum pyrenaicum*), *Lotus callis-viridus*, *L. eremiticus*, *L. maculatus*.

Konsekwencją trudności w objęciu ochroną siedlisk takich jak ściany klifów, jest niewystarczająca ochrona wielu gatunków, przez co niejednokrotnie jedyną formą ochrony dla nich jest ich trudna dostępność. Problemy, które stoją przed nimi w dobie przyspieszonych zmian klimatycznych, to nie tylko kwestia zdolności przystosowania się do nowych warunków klimatycznych, czy też kwestia migracji na tereny, które jak się przewiduje powinny być dla nich odpowiednie zarówno klimatycznie, jak i ekologicznie, ale również kwestia istnienia odpowiednich nisz, do których rośliny te mogą zostać przesiedlone. Nawet przy założeniu, że uda się znaleźć odpowiednie miejsca siedliskowe, zdolność do przeniesienia się na nie niektórych gatunków w dostępnej dla nas perspektywie czasowej jest raczej mało prawdopodobna. Kwestia dostępności nisz i zmian klimatu omówiona zostanie poniżej (punkt 5.1).

Jak zauważają *Nogués i in. (2008)*, ekosystemy górskie i działalność ludzka są ze sobą mocno związane. Niższe partie rejonów górskich kształtowane są przez osadnictwo i wykorzystywanie zasobów leśnych, zaś strefy powyżej linii drzew wykorzystywane są pod wypas i są niejednokrotnie narażone na pożary wywołane przez człowieka w celu obniżenia linii drzew i utrzymania terenów trawiastych. Podczas gdy deforestacja jest najintensywniejsza na terenach nizinnych i na dużych wysokościach bezwzględnych, a największe obszary leśne pozostają na średnich wysokościach, działania ludzkie są bardziej widoczne na terenach nizinnych i słabną regularnie wraz ze wzrostem wysokości. Podobnie jak w innych częściach świata, działalność ludzka dotyka zdecydowanie wyraźniej siedliska występujące na niższych i wyższych stokach, a niżeli siedliska usytuowane na średnich wysokościach nad poziomem morza.

Alpy⁸

Alpy zostały opisane jako największy naturalny obszar pozostały w Europie, a co za tym idzie bardzo ważny obszar dla ochrony różnorodności gatunkowej. Roślinność naczyniowa Alp szacowana jest na około 4500 gatunków, z których 750-800 występuje głównie powyżej górnej granicy lasu (*Grabherr, 2009*), a 270 gatunków to endemiczne gatunki alpejskie (*Ozenda i Borel, 2003*). Różnorodność biologiczna regionów alpejskich jest jednakże zagrożona z uwagi na intensywny rozwój rolnictwa, zanieczyszczenie i zmianę klimatu. Skutki zmiany klimatu w regionie alpejskim zostały przedstawione w raporcie niemieckiego Ministerstwa Środowiska, Ochrony Przyrody i Bezpieczeństwa Reaktorów Atomowych (*BMU, 2007*), który dowodzi, iż wnioski rozmaitych badań są zgodne i wskazują na następujący scenariusz klimatyczny:

- zmniejszenie się liczby dni z temperaturą spadającą lub utrzymującą się poniżej zera; wyższe podniesienie się temperatur zimowych niż temperatur letnich; opady występujące raczej pod postacią deszczu, niż śniegu,
- niższe opady w porze letniej, wyższe – w porze zimowej; wcześniejsze topnienie śniegu i idące za tym zwiększenie spływu wód od wiosny do zimy,
- zwiększone wahania wysokości temperatury i ilości opadów, zwiększone ryzyko ekstremalnych warunków pogodowych.

Jak już wcześniej zauważono, zmiany rozmieszczenia poszczególnych gatunków na odpowiednich wysokościach bezwzględnych, których występowanie przypisywane jest zmianie klimatu, były już odnotowywane w kilku rejonach Alp. W porównaniu z zapisami historycznymi, bogactwo gatunków występujących na 30 szczytach zwiększyła się o około 70%, prawdopodobnie z powodu rozprzestrzeniania się gatunków na większych wysokościach. Podczas gdy gatunki szeroko rozpowszechnione są w stanie poradzić sobie ze zmianami temperatury sięgającymi 1-2°C, to gatunki o ograniczonych stanowiskach, występujące powyżej górnej granicy lasu doświadczą silnej fragmentacji swoich populacji a przemieszczenie się w chłodniejsze rejony będzie niemożliwe dla gatunków, które już teraz niemalże sięgają szczytów, jeżeli zmiana temperatury przekroczy ten poziom (*Dirnböck i in., 2003*).

Największą uwagę przywiązywano dotychczas do zmian następujących na szczytach lub wysokich stokach Alp i innych regionach górskich, jednak skutki zmian klimatycznych występujące na niższych poziomach również wymagają rozważenia. *Vittoz i in. (2009)* używali w swych badaniach niezmiennie tych samych działek i spisów fitosocjologicznych w celu prześledzenia zmian, jakie występują w układzie roślinności subalpejskich terenów trawiastych w dwóch osobnych rejonach na północy Alp szwajcarskich. Udało im się zaobserwować, iż szybka kolonizacja określonych gatunków na szczytach gór wysokich może być spowodowana zmianą klimatu, pod warunkiem, że tereny te nie są całkowicie porośnięte roślinnością, albo nastąpiły na nich pewnego rodzaju zmiany strukturalne. Gęsta roślinność pokrywająca subalpejskie tereny trawiaste zmniejszyła możliwości osiedlania się na tych terenach nowych gatunków roślin zielnych, dlatego też obserwuje się jedynie niewielkie zmiany w pokrywie roślinnej. Wyniki te potwierdzają teorię *Körera (2005)* mówiącą, iż zmiany roślinności jakie będą następować w przyszłości na tego rodzaju terenach, będą częściej spowodowane zarządzaniem takimi terenami niż zmianą klimatu.

⁸ Alpy europejskie zajmują obszary Austrii, Włoch, Francji, Szwajcarii, Niemiec, Słowenii, Księstw Lichtenstein i Monaco, krajów, które są członkami Konwencji Alpejskiej (<http://www.alpconv.org/>)

Z uwagi na fakt, iż tereny alpejskie pozostają pod kontrolą rządów siedmiu państw, niezbędna jest ścisła współpraca międzynarodowa w celu opracowania strategii ochrony różnorodności gatunkowej na terenach alpejskich. Przykładem takiej współpracy jest Projekt Kontinuum Ekologicznego (ang. Ecological Continuum Project)⁹ (Ohler i in., 2008) który ma na celu opracowanie wspólnej metodologii ochrony i wzmocnienia różnorodności biologicznej w Alpach.

Sierra Nevada

Góry Sierra Nevada w Hiszpanii stanowią najważniejsze centrum różnorodności roślinnej w zachodniej części rejonu Morza Śródziemnego, stanowiąc miejsce vegetacji około 2100 roślin naczyniowych, a więc około 30% gatunków roślinnych występujących w hiszpańskiej części półwyspu i zajmując jedynie 0,4% jego powierzchni. Sierra Nevada stanowi również miejsce vegetacji około 7% gatunków roślinnych występujących na terenie całego regionu śródziemnomorskiego, zajmując jednocześnie jedynie 0,01% jego powierzchni (Lorite i in., 2003). Zdaniem Blanca i Lorite (2001) zagrożone są 123 gatunki tych roślin: 8 gatunków zagrożonych jest krytycznie, 20 – zagrożonych, a 95 to gatunki wysokiego ryzyka narażone na wyginięcie ze względu na postępujący spadek populacyjny (*sensu* IUCN). 80 gatunków to gatunki endemiczne dla Sierra Nevada, występujące głównie w wyższych partiach klifów i stoków górskich pokrytych warstwą gruzu skalnego. Niektóre z tych gatunków, lub miejsca występowania niektórych gatunków, są niezwykle rzadkie. Przykładami są tu: *Senecio elodes*, *Erodium astragaloides*, *Odontites granatensis*, *Hippocrepis prostrata*, *Artemisia granatensis*, *Erigeron frigidus*, niektóre uwzględnione w Załączniku I Konwencji Berneńskiej. Inne takie jak *Gentiana boryi*, *Plantago nivalis*, *Ranunculus acetosellifolius*, *Leontodon microcephalus* występują jedynie na terenach podmokłych takich jak podmokłe pastwiska, czy odpływy strumieni lub odpływy wód lodowcowych.

Ponad 30 gatunków zagrożonych występujących na terenie Sierra Nevada to gatunki o populacjach mniejszych niż 500 sztuk np. *Acer monspessulanum*, *Adonis vernalis*, *Andryala agardhii*, *Artemisia alba* podgat. *nevadensis* (<300), *Draba dubia* podgatunek *laevipes*, *Epilobium angustifolium*, *Erodium daucoides*, *Kernera boissieri*, *Ononis cristata*, *Ribes uva-crispa*, *Senecio eriopus*, *S. quinqueradiatus*, *Sibbaldia procumbens*, *Sorbus torminalis*, *Sparganium angustifolium* i *Taxus baccata*, podczas gdy niektóre nie sięgają nawet ilości 200 sztuk, jak w wypadku *Betula pendula* podgatunek *fontqueri*, *Cephalanthera rubra* (<100), *Epipactis atrorubens* (<100), *Ilex aquifolium*, *Limodorum abortivum*, *Salix hastata* podgat. *sierrae-nevadae* (<50), *Sorbus hybrida* (<25) (Blanca i Lorite, 2001).

3.1.3 Wyspy Morza Śródziemnego

Na Morzu Śródziemnym występuje około 5000 wysp począwszy od niewielkich wysepek o powierzchni kilku metrów kwadratowych, do dużych wyspach takich jak licząca 25 700 km² Sycylia. W szczególności te większe wyspy stanowią miejsce vegetacji dla wielu gatunków endemicznych o przeciętnym stopniu endemizmu w wysokości 10%. Choć mniejsze wyspy są mniej różnorodne gatunkowo, to częstokroć są one również miejscem występowania gatunków endemicznych (Delanoë i in., 1996). Podsumowanie ówczesnego stanu ochrony oraz niebezpieczeństw jakie grożą roślinności na wyspach (patrz Delanoë i in.,

⁹ Projekt Kontinuum Ekologicznego (The Ecological Continuum Project) prowadzony jest przez konsorcjum czterech organizacji: ALPARC (Alpejska Sieć Obszarów Chronionych), CIPRA (Międzynarodowa Komisja ds. Ochrony Alp), ISCAR (Międzynarodowy Komitet Naukowy ds. Badań Prowadzonych w Alpach) oraz Program Alpejski WWF (The Alpine Program). Patrz: <http://econet.scnatweb.ch/index.php/initiatives/the-ecological-continuum-project-mainmenu-62> S

1996: 3.3.1) zostało przygotowane na spotkanie w 1993r¹⁰, które doprowadziło do powstania IUCN SSC Grupy Specjalistów ds. Roślin Wysp Morza Śródziemnego (MIPSG). Podsumowanie globalnie zagrożonych taksonów (w oparciu o wcześniejsze kryteria IUCN) zostało przedstawione w tabeli 3.2.

Tabela 3.2: Zagrożone na skalę światową taksony występujące na dużych wyspach Morza Śródziemnego (na podstawie Delanoë i in. 1996)

Wyspa(y)	% zagrożenia						taksony
	Ex	E	V	R	I	razem	
Baleary	1	10	14	43	1	69	5
Korsyka	1	8	27	10	1	47	2
Sardynia	11	30	21	1	63		3
Sycylia	1	11	26	45	4	87	3
Kreta		11	61	118	3	193	11
Malta	1		1	10	4	16	2
Cypr		9	14	22	6	51	3

Zagrożone taksony w % ogólnej liczby jednostek taksonomicznych wyspy

Źródło: WCMC, Donna Smith, pers. comm. (1996)

Występowanie gatunków endemicznych, o których mowa, jest nierzadko ograniczone miejscowo, a ich populacje składają się z niewielkiej liczby sztuk, co sprawia, że są szczególnie narażone na wyginięcie. Najważniejsze „pięćdziesiąt” z nich zostało wybranych przez IUCN MISPG (*Montmollin i Strahm, 2005*) (Tabela 3.3). Większość z nich (46) została zaklasyfikowana jako gatunki Krytycznie Zagrożone (CR – Critically Endangered), a wiele z nich (oznaczonych w tabeli 3.3 gwiazdką) to gatunki uwzględnione w Załączniku I Konwencji Berneńskiej. Około połowy z nich, częściowo lub całe populacje występują na terenach objętych ochroną, jednak poziom tej ochrony nie zawsze jest wystarczający; trzy czwarte tych gatunków jest również objętych ochroną prawną, jednak również i ten poziom ochrony nie zawsze jest wystarczająco skutecznie egzekwowany. Należy też przyjąć, że dla większości z tych gatunków, powiązaniem zagrożeniem, oprócz niebezpieczeństw, które grożą im obecnie, jest także zmiana klimatu, a perspektywy ich przyszłej ochrony są raczej dość nieciekawe. Niezbędne będą starania o ochronę komplementarną taką jak ochrona *ex situ*. Próbkami około połowy tych gatunków znajdują się w ogrodach botanicznych lub bankach nasion, jednak ich liczba i jakość są niewystarczające, aby utrzymać ich różnicowanie genetyczne lub realizować programy ich reintrodukcji. Jak pokazano poniżej, wyczerpujące omówienie obecnego stanu ochrony *ex situ* gatunków zagrożonych jest niezwykle potrzebne.

¹⁰ Patrz Olivier i in. 1995

Table 3.2 „Pięćdziesiąt“ („Top 50“) najbardziej zagrożonych roślin występujących na wyspach

Wyspy Liparyjskie

Silene hicesiae

Calendula maritima

Hieracium lucidum

Alborán

**Diplotaxis siettiana*

Petagnaea gussonei

Pleurotus nebrodensis

Baleary

**Apium bermejoi*

Viola ucriana

Zelkova sicula

Arenaria bolosii

Archipelag Tuscan (Capraia)

Brimeura duvigneaudii

Centaurea gymnocarpa

**Euphorbia margalidiana*

Femeniasia balearica

Ligusticum huteri

**Lysimachia minoricensis*

**Naufraga balearica* Columbretes

Wyspy Columbretes

Medicago citrina

Korsyka

**Anchusa crispa*

Biscutella rotgesii

**Centranthus trinervis*

Limonium strictissimum

Kreta

**Anthemis glaberrima*

**Bupleurum kakiskalae*

**Convolvulus argyrothamnos*

Horstrissea dolinicola

Cypr

**Arabis kennedyae*

Astragalus macrocarpus podgatunek.
lefkarensis

**Centaurea akamantis*
 **Delphinium caseyi*
Erysimum kykkoticum
Salvia veneris
 **Scilla morrisii*

Wyspy Greckie

**Aethionema retsina*
 **Allium calamarophilon*
 **Consolida samia*
Minuartia dirphya
Polygala helenae
Saponaria jagelii

Malta

**Cheirolophus crassifolius*
 **Cremnophyton lanfrancoi*
 **Helichrysum melitense*

Sardynia

Aquilegia barbaricina
Aquilegia nuragica
 **Lamyropsis microcephala*
Polygala sinisica
 **Ribes sardoum*

Sycylia

**Abies nebrodensis*
 **Bupleurum dianthifolium*
Bupleurum elatum
Calendula maritima
Hieracium lucidum
Petagnaea gussonei

*Pleurotus nebrodensis**Viola ucriana**Zelkova sicula*

Wyspy Toskańskie (Capraia)

Centaurea gymnocarpa

* Uwzględnione w Załączniku nr 1 Konwencji Bernenskiej

Kreta

Kreta jest wyspą niezwykle bogatą w gatunki roślin naczyniowych posiadając około 1 800 gatunków rdzennych, spośród których 180 to gatunki endemiczne, co sprawia, że jest ona rejonem Grecji o najwyższym stopniu endemizmu. Wiele gatunków tych roślin występuje w małych populacjach, których występowanie ograniczone jest do jednego lub dwóch klifów bądź zboczy górskich. Rzadkie gatunki endemiczne takie jak *Androcymbium rechingeri*, *Bupleurum kakiskalae*, *Nepeta sphaciotica*, *Hypericum aciferum* uważane są za zagrożone krytycznie z powodu występującej w tych rejonach turystyki, rolnictwa, wypasu owiec i kóz, niekontrolowanego wstępu ludzi, którzy deptają lub zrywają rośliny, z powodu pożarów i przemian siedlisk naturalnych jakie następują w wyniku deforestacji i odwadniania terenu. Ponad 100 endemicznych gatunków roślin obecnych jest na masywie Lefka Ori (Góry Białe), z których 30 to gatunki endemiczne dla tego obszaru (*Turland i in., 1993*), wpisane do Czerwonej Księgi Roślin Rzadkich i Zagrożonych w Grecji (*Phitos i in., 1995*) jako gatunki rzadkie lub zagrożone wyginięciem. Położony w paśmie Lefka Ori, Wąwóz Samaria został w roku 1962 ogłoszony przez rząd grecki Parkiem Narodowym, a w 1981 przez UNESCO – Rezerwatem Biosfery. Wąwóz Samaria słynie z wapiennych stoków, stromych skalistych zboczy i kanionów głębokich na 600 m. Obszar ten charakteryzuje się występowaniem 16 siedlisk naturalnych objętych Dyrektywą Siedliskową, z których 7 ma status priorytetowy. Roślinność naczyniowa obejmuje 500 gatunków drzew, krzewów i ziół, spośród których 77 to gatunki endemiczne, 37 – gatunki rzadkie, a 6 – to gatunki narażone (*Vogiatzakis i in., 2003*).

Występowanie sześciu gatunków roślin umieszczonych w Załączniku I Konwencji Berneńskiej oraz w Załączniku nr 2 Dyrektywy Siedliskowej (92/43/EWG) odnotowano w paśmie Lefka Ori¹¹: *Bupleurum kakiskalae* (lokalnie endemiczny), *Nepeta sphaciotica* (lokalnie endemiczny), *Hypericum aciferum* (lokalnie endemiczny), *Cephalanthera cucullata*, *Zelkova abelicea* (unikalne drzewo endemiczne dla Krety), *Origanum dictamnus*, oraz gatunek dodatkowy, *Centaurea lancifolia*, zostały one uwzględnione w Załączniku nr 4 Dyrektywy.

Góry Troodos i Pentadactylos, Cypr

Cypr jest jednym z najbogatszych krajów, jeśli chodzi o różnorodność roślinną Europy. Flora Cypru obejmuje prawie 200 taksonów, z których 143 to taksony endemiczne dla tej wyspy. Najważniejszymi obszarami pod względem różnorodności gatunkowej są pasma gór Troodos i Pentadactylos, przy czym to drugie stanowi miejsce występowania 62 taksonów endemicznych, z których 16 to gatunki endemiczne lokalnie. Niektóre z nich występują jedynie w kilku niewielkich populacjach i są to taksony wymagające natychmiastowej ochrony. Dzieje się tak w związku ze wzrostem zagrożeń antropogenicznych, jakie miały miejsce w ciągu ostatnich trzech lat. Obszary te, a w szczególności obszary o dużym znaczeniu ekologicznym, cieszą się obecnie coraz większym zainteresowaniem ze strony przemysłu budowlanego, co

¹¹ http://cretaplant.biol.uoa.gr/docs/A5_Interim_Report.pdf

znacznie utrudnia ochronę roślin lokalnie endemicznych (*in situ*) - w ich naturalnych siedliskach (*Kadis i in., 2007*):

Takson	Status Ochrony			
	Załącznik nr 2 do Dyrektywy. 92.43/EOK	Załącznik nr 1 do Konwencji Berneńskiej	IUCN2002	IUCN To p 50
<i>Brassica hilarioràs</i> Post	TAK	TAK	Narażone	NIE
<i>Delphinium caseyi</i> B.L. Burt	TAK	TAK	Zagrożone	TAK (CR)
<i>Femia cypria</i> Post	NIE	NIE	Rzadkie	NIE
<i>Chiasma caespitose</i> kotschyi	NIE	NIE	Rzadkie	NIE
<i>Phlomis cypria</i> <i>Posi ssp. cypria</i>	TAK	TAK	Rzadkie	NIE
<i>Salvia veneris</i> Hedge	TAK	TAK	Rzadkie	TAK (CR)
<i>Sideriüs cypna</i> Post	TAK	TAK	Rzadkie	NIE
<i>Teucrium cyprium</i> <i>Hoiss ssp. hy re nine</i> F.H. Davis	NIE	NIE	?	NIE

3.2 Strefy przybrzeżne

Strefy przybrzeżne w wielu rejonach Europy, a w szczególności w rejonie Morza Śródziemnego uległy już znacznej degradacji i różnorodność roślinna jest w znacznym stopniu zagrożona. W centralnej i zachodniej Europie, gdzie stopień endemizmu jest niski, na terenach przybrzeżnych mórz i jezior występuje niewielka liczba roślin endemicznych. Szczegółowa ocena podatności na zmianę klimatu jaką charakteryzują się siedliska gatunków lądowych i przybrzeżnych Europy została przedstawiona w Załączniku nr 2 do Końcowego Raportu projektu BRANCH - Planowanie różnorodności gatunkowej w obliczu zmieniającego się klimatu (*Berry i in., 2007a*). Główne jego wnioski mówią że:

“Liczba przybrzeżnych siedlisk występujących w strefach międzyżyłowych będzie się w Europie zmniejszać, jeżeli nie zostanie wprowadzona i nie będzie konsekwentnie realizowana polityka zapobiegania niszczeniu wybrzeża. Najbardziej narażone są siedliska naturalne występujące w strefie pływów Morza Czarnego, Śródziemnego i Bałtyckiego. Słone bagna i równiny błotne mogą zniknąć z wybrzeży tych mórz, jeżeli podniesie się poziom wód, przez co zmniejszą się mechanizmy ochronne wybrzeży. Zagrożenie dla słonych bagien i równin błotnych będzie się zwiększać w obecnym stuleciu, w szczególności, jeżeli będą się sprawdzać scenariusze wysokich emisji. Długość linii brzegowej Europy Północno – Zachodniej, która charakteryzuje się wysoką podatnością na wzrost poziomu wód, ma zgodnie z

przewidywaniami, wzrosnąć o 46% jeżeli spełni się scenariusz wysokich emisji na lata 2080.”

Niszczenie siedlisk naturalnych, w rejonie Morza Śródziemnego, spowodowane głównie postępującą urbanizacją i rozwojem turystyki, pożarami i coraz bardziej intensywną uprawą ziemi w plastikowych szklarniach ¹² dotyka obecnie nie tylko poszczególne gatunki, ale całe społeczności roślinne takie, jak zarośla kolczaste z *Maytenus senegalensis* podgatunek *europaea* oraz *Zizyphus lotus*, które występują na obszarach wolnych od mrozu, położonych do wysokości 400m, szczególnie w okolicach Almerii i Grenady. Pomimo iż społeczności te objęte są programem ochrony Agencji Ochrony Środowiska w Andaluzji, pozostają one nadal narażone na skutki przyszłych zmian klimatycznych.

Problemy związane z ochroną ekosystemów plaż piaszczystych przed skutkami zmian klimatycznych zostały przeanalizowane przez *Schlacher i in. (2008)*. Najbardziej oczekiwane zmiany to:

- Podniesienie się poziomu wód morskich i idąca za tym utrata plaż, które będą miały duży wpływ na siedliska i społeczności przybrzeżne,
- Ekstremalne zjawiska pogodowe prowadzące do występowania potężniejszych fal, które spowodują zwiększenie erozji na plażach,
- Zmieniające się występowanie i ilość opadów – częstsze powodzie, zmiany nurtu wód słodkich, które będą mieć wpływ na społeczności roślin plażowych i zmiany ENSO (El Niño-Southern Oscillation), które mogą mieć wpływ na ekosystemy plaż.

3.3 Wyspy Makaronezji

Roślinność wysp Makaronezji, z uwagi na niespotykane połączenie elementów klimatu śródziemnomorskiego, północno-atlantyckiego i afrykańskiego, jest niezwykle wyjątkowa i cechuje się wysokim stopniem endemizmu. Załącznik do Konwencji Berneńskiej wymienia 160 gatunków roślin naczyniowych występujących w tym regionie. Obszar Makaronezji zawiera 207 SCI i stanowi miejsce występowania około 19% rodzajów naturalnych siedlisk wymienionych w Załączniku I Dyrektywy Siedliskowej.

3.3.1 Wyspy Kanaryjskie

W rejonie Wysp Kanaryjskich występuje około 1992 gatunków flory, z czego 21% to gatunki endemiczne. Spośród 515 gatunków zamieszczonej w najnowszej Czerwonej Księdze (*Moreno i in., 2008*) aż 247 to gatunki wysokiego ryzyka (EX, CR, EN). Roślinność tych wysp jest często wystawiona na silne oddziaływanie różnego rodzaju czynników: urbanizacja i rozwój turystyki zniszczyły lub doprowadziły do fragmentacji środowiska wydm i przybrzeżnych lasów tamaryszkowych (forests of Tamarix); także bardzo charakterystyczne, nisko położone zarośla cierniste *Euphorbia* zostały dotknięte skutkami urbanizacji i wypasu trzody; zdecydowana część lasów świetlistych i znaczna część lasów wawrzynowatych zostały utracone w wyniku deforestacji. Dodatkowo wiele szkód wyrządziły gatunki inwazyjne (*Petit, 2008*).

Zmiana klimatu nie jest postrzegana jako podstawowe zagrożenie dla różnorodności gatunkowej Wysp Kanaryjskich, chociaż przewidywane zmiany kierunku wiatrów i idące za tym zmiany temperatury i ilości opadów będą miały znaczący wpływ na pozostałą część lasów

¹² W ostatnich dziesięcioleciach następuje nagłe zwiększenie upraw chronionych na obszarze śródziemnomorskim, które obecnie zajmują 143,000 ha powierzchni szklarni (Castilla 2002). W prowincji Almería (Hiszpania), w “morzu plastiku” (Mar del Plástico), ponad 20 000 ha upraw tradycyjnych zostało przekształconych w uprawy chronione lub uprawy szklarniowe w okresie zaledwie 6 lat..

wawrzynowatych, jako że będą się one albo przemieszczać w poszukiwaniu korzystniejszych miejsc, albo też znacząco ograniczą obszar swego występowania. (*Del Arco, 2008*). Siedliska *Euphorbia balsamifera* i *E. canariensis* występujące na niższych piętrach zgodnie z oczekiwaniami mają się przemieścić wzwyż, do pewnego poziomu, zgodnie z ograniczeniami wyznaczonymi przez postępujący proces urbanizacji. Ekosystemy występujące na dużych wysokościach n.p.m. mogą ucieść z powodu skutków rosnących temperatur, a niektóre gatunki takie jak *Bencomia montana* i *Rhamnus integrifolia*, występujące w niewielkich populacjach, będą zagrożone, podobnie jak kilka gatunków roślin skalnych takich jak rozmaite gatunki *Aeonium*, które mogą nie być w stanie przemieścić się na odpowiednie dla siebie miejsca siedliskowe w tak krótkim czasie. Roślinność przybrzeżna i roślinność wydm ucieść poważnie na skutek podniesienia się poziomu wód morskich, a także na skutek ekspansji istniejących już gatunków inwazyjnych i pojawiania się nowych. Przykładowo, afrykański *Pennisetum setaceum*, który pojawił się już na suchych obszarach wysp, będzie najprawdopodobniej poszerzał obszar swojego występowania (*García-Gallo i in., 1999*).

3.3.2 Madera

Lasy wawrzynowate występujące na Maderze są lepiej chronione niż lasy wawrzynowate występujące na Wyspach Kanaryjskich. Flora Madery obejmuje około 500 gatunków, z czego 143 to gatunkami endemiczne (*Jardim i Francisco, 2000*). Najbardziej charakterystyczną formą roślinności są tu bogate w gatunki endemiczne lasy wawrzynowate, które na dzień dzisiejszy pokrywają około 15 000 ha czyli 16% wyspy. Są to społeczności najbardziej narażone na skutki zmiany klimatycznej, szczególnie te występujące w pasie intensywnych pasatów północnych. Innym zagrożeniem są dla nich gatunki roślin, które choć nie są jeszcze gatunkami inwazyjnymi, będą prawdopodobnie rozszerzać obszar swojego występowania i wchodzić do miejscowych lasów ze względu na korzyści wynikające ze zmiany klimatu.

3.3.3 Azory

Azory straciły znaczną część swoich siedlisk naturalnych, głównie w wyniku rozwoju rolnictwa, jaki miał miejsce w ostatnich latach na skutek dofinansowań dla rolników jakie zaczęły napływać po akcesji do UE. Lasy wawrzynowate uległy znacznemu zniszczeniu – pozostało ich obecnie około 2%. Dużym zagrożeniem dla fauny i flory występującej w lasach wawrzynowatych jest pojawianie się gatunków inwazyjnych takich jak *Cryptomeria japonica* i *Pittosporum undulatum*. Flora Azorów obejmuje około 947 gatunków, z czego 68 to gatunki endemiczne (ok. 7%)

4. AKTUALNY STAN RÓŻNORODNOŚCI ROŚLINNEJ W EUROPIE: INFORMACJE PODSTAWOWE

Flora Europy jest raczej dość dobrze znana zarówno na poziomie krajowym - dla większości krajów sporządzane są ostatnio tzw. Standard Flora¹³, jak i na poziomie kontynentalnym – *Flora Europae* (*Tutin i in. 1964-1988; Tutin i in. 1993*), które służą jako, pewnego rodzaju, zestawienie flory i podstawa standardowego postępowania np. Stałego Komitetu Rady Europy, a także, które zostały wykorzystane jako podstawa taksonomiczna podczas tworzenia Załącznika I do Dyrektywy Siedliskowej. *Med-checklist* (*Greuter i in. 1984-89; Greuter 2009*) przedstawia bardzo istotne, synonimiczne zestawienie rodzajów, gatunków i podgatunków oraz ich rozmieszczenia w wielu rodzinach, w poszczególnych krajach. Projekt

¹³ Standardowe Flory, to takie Flory, które są ogólnie zatwierdzone przez botaników w danym kraju lub regionie jako najbardziej rzetelne źródło informacji na temat roślin, które występują na tych obszarach, acz za tym idzie są najpowszechniej wykorzystywane. Listy Flor Standardowych dla Europy są zaprezentowane przez Tutin i in. (1964-1988; 1993) oraz dla obszarów śródziemnomorskiego *Heywood (2003)*.

Euro+Med PlantBase stworzył połączoną bazę obszaru Europy i obszaru śródziemnomorskiego, choć baza ta nie została jeszcze ostatecznie zaktualizowana i zredagowana. Nieocenionym źródłem, jeśli chodzi o informacje dotyczące występowania i oznaczenia na mapie roślin naczyniowych, jest nieukończony jeszcze *Atlas Florae Europae* (patrz punkt 3) – w latach 1972 – 2007 Komitet i *Societas Biologica Fennica Vanamo* opublikowały łącznie 13 tomów Atlasu liczącego w sumie 2559 stron i 3912 map (*Jalas i in.. 1972-1999, Kurtto i in. 2004, 2007*). Na dzień dzisiejszy mapy przedstawiają około 20% roślin naczyniowych Europy (Lycopodiaceae - Rosaceae, p.p.). Najnowszy 14 tom Atlasu (Rosaceae: *Alchemilla* and *Aphanes*) został opublikowany w grudniu 2007 (> 4 300 taksonów). Głównym celem AFE jest dostarczenie map i informacji taksonomicznych dotyczących gatunków i podgatunków, które mają za zadanie uzupełnienie opublikowanych już tomów *Florae Europae*. W rezultacie publikowane informacje taksonomiczne i mapy stanowią częściowe uaktualnienie i korektę taksonomii i występowania podanych we *Florae Eurpea*. Są one nieocenionym źródłem informacji, które będzie odgrywać bardzo istotną rolę w przewidywaniu przyszłych wzorów rozmieszczenia, jakie będą się pojawiać w wyniku zmian klimatycznych.

Pomimo wielu wysiłków nie można jak do tej pory określić konkretnej liczby gatunków roślin naczyniowych występujących w Europie. Baza zestawień porównawczych SynBioSys Europe¹⁴ (*Hennekens i Schaminée, 2001*) obejmuje 15 974 gatunki, z czego 1 909 to gatunki apomiktyczne (*Ozinga i Schaminée, 2005*), choć są to jedynie dane orientacyjne. Potrzeba natomiast wyczerpującego i dokładnego zestawienia porównawczego taksonomii gatunkowej, który będzie stanowić solidną podstawę dla opracowywania Czerwonych Ksiąg, które to z kolei są niezbędne do tworzenia sieci ekologicznych takich jak PEEN. *Ozinga i Schaminée (2005)* wybrali z bazy danych listę 2968 Gatunków Docelowych, które spełniały jedno z poniższych kryteriów:

- *Ochrona prawna*: Sporządzenie listy gatunków znajdujących się w konwencjach międzynarodowych (gatunki odnośnie, których legislacja europejska narzuca stronom szczególne środki);
- *Zagrożenie*: Umieszczenie w Czerwonych Księgach IUCN (gatunki, których przetrwanie w najbliższej przyszłości jest zagrożone na poziomie światowym, co spowodowane jest zestawieniem dwóch czynników: rzadkości występowania i występujących tendencji);
- Występowanie geograficzne (endemizm): gatunki endemiczne dla Europy (gatunki, których występowanie ograniczone jest do Europy lub gatunki najbardziej charakterystyczne dla Europy)

4.1 Gatunki zagrożone

Pomimo podejmowania wielu inicjatyw, niezwykle trudno jest uzyskać dokładne dane liczbowe dotyczące gatunków zagrożonych w Europie. Najpopularniejszym systemem przyznawania statusu gatunku chronionego jest włączenie go do programu Czerwonych Ksiąg IUCN, choć strategię zarządzania zagrożeniem będą zazwyczaj uwzględniać różne inne czynniki. Zgodnie z aktualną Czerwoną Księgą IUCN (<http://www.iucnredlist.org/>) za gatunki zagrożone w Europie uznanych zostało 166 gatunków roślin: CR – 65, EN – 35, VU – 66. W porównaniu z Czerwoną Księgą Roślin z roku 1997, która tworzona była na podstawie wcześniejszych kategorii zagrożenia, umieszczonych zostało w niej zdecydowanie więcej gatunków. Conservatoire Botanique National de Brest wraz z Radą Europy podjęły się na wniosek Europejskiego Centrum Tematycznego ds. Ochrony Przyrody i Różnorodności Biologicznej (European Topic Centre on Nature Protection and Biodiversity) w Europejskiej

¹⁴ SynBioSys Europe, inicjatywa Badania Roślinności Europy (EVS) (*Schaminée i in. 2007*), jest systemem informacji służącym ewaluacji i zarządzaniu bioróżnorodnością gatunków roślin.

Agencji Środowiska (EEA) (*Richard i in., 2004; Buord i Lesouef 2006*) analizy Księgi z 1997, uzupełnionej lekturą 48 Czerwonych Ksiąg pochodzących z 36 krajów i konsultacjami z ekspertami. Najnowsza wersja mówi, iż 763 roślinne jednostki taksonomiczne Europy można uznać za wymarłe (EX/EW) lub bliskie wymarciu (CR). 75 gatunków nie występuje już na wolności. Analiza wskazuje również, iż spośród 663 jednostek taksonomicznych uwzględnionych w Załączniku I do Konwencji Berneńskiej, jedynie 169 odpowiada jednostkom taksonomicznym zaklasyfikowanym jako bliskie wyginięcia (22,1% z 763 taksonów). W przypadku Dyrektywy Siedliskowej UE, spośród 597 taksonów (Załączniki nr 2 i 4), tylko 147 odpowiada taksonom zaklasyfikowanym jako bliskie wyginięcia (19,3% z 763 taksonów). Choć dane te potrzebują uaktualnienia, wnioski płynące z analizy sugerują, iż narzędzia ochrony prawnej dostępne w Europie nie są w stanie zapewnić należytej ochrony taksonom, za które Europa ponosi odpowiedzialność przed całym światem (Tabela 4.1). Informacje na temat poszczególnych taksonów są przechowywane w bazie danych, która zawiera dane dotyczące statusu zagrożenia, występowania, uprawy w ogrodach botanicznych, rodzajach zagrożeń, ochrony prawnej i programów odzyskiwania gatunków.

Występowanie powyższych gatunków w poszczególnych regionach przedstawia Tabela 4.1 (za *Buord i Lesouef, 2006*):

Region	Liczba wymarłych lub krytycznie zagrożonych taksonów	% taksonów wymarłych na całym świecie lub krytycznie zagrożonych w całej Europie
Półwysep Bałkański	160	21,0
Półwysep Iberyjski	162	21,2
Makaronezja	169	20,8
Półwysep Apeniński	135	17,7
Pozostała część Europy	147	19,3

Światowa organizacja Ogrodów Botanicznych (ang. BGCI) opracowała i skonsolidowała listę gatunków zagrożonych w Europie, będącą krokiem naprzód w stronę stworzenia Czerwonej Księgi (*Sharrock i Jones, 2009*). Zebrane w formie bazy danych, zestawienie zawiera informacje uwzględnione w krajowych Czerwonych Księgach z 30 państw Europy i zawiera ponad 16 000 wpisów krajowych dotyczących około 9 600 gatunków. Europejska lista gatunków zagrożonych, która była opracowywana na podstawie krajowych Czerwonych Ksiąg i danych dotyczących występowania poszczególnych gatunków, obejmuje 1 917 taksonów (gatunków i podgatunków). Zawiera także gatunki apomiktyczne, jeśli zostały one uwzględnione w Księgach krajowych. Podobnie jak w przypadku Czerwonych Ksiąg dodatkowe informacje zostały zebrane na podstawie światowych Czerwonych Ksiąg IUCN (*1997 i 2008*), Dyrektywy Siedliskowej, Konwencji Berneńskiej, bazy danych najbardziej zagrożonych roślin w Europie (Europejskie Centrum Tematyczne - ETC), oraz listy przygotowanej przez Alterra dla PEEN (*Ozinga i Schaminee*). 90% taksonów uwzględnionych na liście to gatunki endemiczne dla pojedynczych krajów, natomiast krajami o najwyższej liczbie taksonów uwzględnionych na tejże liście są: Włochy (586 taksonów), Hiszpania (432), Grecja (317) i Francja (171). Kolejne 2 408 taksonów zostało uznane za wymagające ochrony (informacja na podstawie powyższych źródeł), natomiast nie zostało uwzględnione w liście.

Dla celów niniejszego raportu skompilowaliśmy listę gatunków Konwencji Berneńskiej ukazującą ich status w Czerwonej Księdze IUCN, dane szacunkowe dotyczące gatunku wg. *Buord i Lesouëuf (2006)*, dostępność programów odzyskiwania gatunków, oraz dane dotyczące

liczby stanowisk występowania dostępnych w modelach niszowych (Załącznik nr 1). Analiza załącznika wskazuje, iż:

- Spośród 542 taksonów roślinnych uwzględnionych w Konwencji Berneńskiej jedynie 30 (< 6%) zostało wpisanych do Czerwonych Ksiąg IUCN (*IUCN, 2009*), jednak lista obejmująca 619 taksonów roślinnych (z wyłączeniem Makaronezji), które zasługują, zdaniem IUCN lub *Buord i Lesoëuf (2006)*, na przyznanie im statusu CR obejmuje 88 gatunków uwzględnionych w Konwencji Berneńskiej.
- Pomimo ogromnego zapotrzebowania na informacje dotyczące gatunków uwzględnionych w Konwencji Berneńskiej, jedynie około 20 stanowisk występowania 115 taksonów (21%) jest dostępnych za pośrednictwem portalu GBIF, jest to więc minimum niezbędne, niszowe modele bioklimatyczne wykazywały wiarygodny stopień prawdopodobieństwa. Spośród 619 taksonów wyszczególnionych przez *Buord i Lesoëuf (2006)*, stosowne dane posiadamy jedynie dla 21 z nich (3%).
- 280 spośród taksonów uwzględnionych przez *Buord i Lesoëuf (2006)* objętych jest programami odzyskiwania gatunków lub ochroną prawną obejmującą przynajmniej część ich naturalnego obszaru występowania podczas gdy podobne środki zostały zastosowane jedynie w stosunku do 64 gatunków objętych Konwencją Berneńską.

Tabela 4.1 Ochrona prawna gatunków roślinności europejskiej

Jeśli chodzi o ochronę prawną na szczeblu europejskim, to sytuacja została przeanalizowana przez *Ozinga i Schaminee (2005)*. Konwencja Berneńska obejmuje 642 gatunki roślin naczyniowych (4,6 %) natomiast Dyrektywa Siedliskowa - 484 gatunki (3,4%). Łącznie obydwa dokumenty obejmują 774 gatunki (5,5 %). Spośród 1 939 gatunków, które są zagrożone w skali światowej, 79% nie zostało uwzględnionych ani w Konwencji Berneńskiej, ani w Dyrektywie Siedliskowej. Wyniki analizy wskazują, że europejskie instrumenty prawne nie zapewniają wystarczających możliwości ochrony dla wielu zagrożonych gatunków roślin naczyniowych.

Bardziej dokładne i aktualne dane dostępne są w poszczególnych państwach. W Hiszpanii, przykładowo, najnowsza edycja Czerwonej Księgi gatunków roślin naczyniowych (*Moreno, 2008*) uwzględnia 1196 zagrożonych taksonów (CR, EN, VU), podczas gdy poprzednia edycja, opublikowana w 2000r. uwzględniała 1128 (VV. AA 2000). Podjęto również starania mające na celu aktualizowanie włoskiej Czerwonej Księgi (*Rossi i in. 2008*).

4.2 Wprowadzanie gatunków roślin do Czerwonych Ksiąg a zmiana klimatu

Obowiązujące obecnie kryteria IUCN, jakie muszą zostać spełnione, aby roślina została wpisana do Czerwonej Księgi, zostały opracowane w taki sposób, aby uwzględnić jak największą liczbę gatunków podlegających różnego rodzaju zagrożeniom. Pośród tych zagrożeń nie uwzględniono jednak zmiany klimatu. *Akçakaya i.in. (2006)* przestrzegają przed niebezpieczeństwami takiego niedopatrzenia. IUCN przygotowało jednak listę 5 grup cech charakterystycznych, które, jak się uważa są powiązane ze wzmożoną podatnością na zmianę klimatu:

- Wymagania siedlisk specjalistycznych i / mikrosiedlisk,
- Niska tolerancja środowiskowa lub progi, jakie mogą zostać przekroczone na każdym etapie cyklu życiowego,
- Zależność od konkretnych czynników i bodźców środowiskowych, które mogą ucierpieć w wyniku zmiany klimatu,

- Zależność od interakcji międzygatunkowych, które mogą ucierpieć na skutek zmiany klimatycznej,
- Niska zdolność dyspersji lub kolonizacji nowych lub bardziej odpowiednich stanowisk.

Kryteria te zostały jak do tej pory zastosowane do niewielkiej liczby taksonów, choć lista gatunków, uwzględnionych w Załączniku I do Konwencji Berneńskiej, na które istotny wpływ ma zmiana klimatu stanowi fragment bazy danych Brest (Tabela 4.2). W konsekwencji obecny status gatunku wpisanego do Czerwonej Księgi można uważać za obowiązujący jedynie tymczasowo, jako że wszystkie oceny obecnej kondycji poszczególnych gatunków muszą zostać ponownie przeanalizowane i uaktualnione z uwzględnieniem zmian klimatycznych i innych zmian o charakterze globalnym, traktowanych jako regularny element systemu oceny kondycji poszczególnych gatunków. Modele niszowe można wykorzystywać w celu prognozowania potencjalnego zasięgu geograficznego (kategoria B1 i 2), choć można będzie zaobserwować dużą rozbieżność pomiędzy utratą poszczególnych stanowisk niszowych i poszczególnych jednostek (*Yesson i Culham, 2006a,b*). Regionalne wyginiecie poszczególnych gatunków może okazać się procesem raczej dość gwałtownym, nie stopniowym, jeżeli określony próg zmian zostanie osiągnięty (*Best i in., 2007*).

4.3 Gatunki drzew

Wiele gatunków drzew posiada obecnie status gatunków zagrożonych lub narażonych (*Newton i Oldfield 2008*¹⁵) i prawdopodobnie będą one w przyszłości bardzo podatne na dalsze zmiany klimatyczne. Do gatunków tych należą między innymi takie relikty jak *Abies pinsapo*, którego populacje (*pinsapares*) stanowią jedne z najbardziej charakterystycznych formacji drzewnych dla Hiszpanii. *A. pinsapo* jest w dużej mierze ograniczony do terenu Hiszpanii i występuje na niewielkich obszarach Serranía de Ronda y Sierra Bermeja (Málaga) i Sierra de Grazalema (Cádiz). Zagrożają mu pożary, szkodniki, choroby, roślinożercy dziko występujący i hodowlani, a także genetyczne odizolowanie populacji.

Populacja jodły sycylijskiej (*Abies nebrodensis*) jest jeszcze bardziej ograniczona i zgodnie z najnowszymi badaniami, przeprowadzonymi przez Riserva Integrale in the Parco delle Madonie na Sycylii, liczy obecnie 29 sztuk osobników dorosłych i 20 osobników młodych. *Abies nebrodensis* objęta jest zarówno ochroną *in situ*, jak i *ex situ* które mają na celu ochronę i nadzorowanie populacji, a także rozszerzenie jej poprzez operacje *ex situ*. Powyższe kwestie były tematem 5 dorocznego projektu EU LIFE, którego całkowity koszt wyniósł 1 165 535 euro.

¹⁵ Posumowują oni wyniki ostatnich dziesięciu ocen różnych grup drzew obejmujących ponad 2500 gatunków oraz szacują, że średnia z 42% została sklasyfikowana jak zagrożona.

Tabela 4.2 Załącznik I Konwencji Berneńskiej - lista gatunków dotkniętych zmianą klimatu (Buord 2009 pers.comm. to vhh)

Abies nebrodensis (Lojac.) Mattei
Andryala levitomentosa (E. I. Nyarady) P.D. Sell
Anthyllis lemnniana Lowe
Arabis kennedyae Meikle
Arenaria nevadensis Boiss. & Reuter
Astragalus tremolsianus Pau
Berberis maderensis Lowe
Campanula bohémica podgatunek *gelida* (Kovanda) Kovanda
Cochleariapolonica A. Fröhl.
Delphinium caseyi B.L. Burt
Erucastrum palustre (Pirona) Vis.
Euphorbia stygiana podgat. *santamariae* H. Schaefer
Hymenophyllum maderense Gibby & Lovis
Kunkeliella canariensis Stearn
Lamyropsis microcephala (Moris) Dittrich et Greuter
Laserpitium longiradium Boiss.
Musschia wollastonii Lowe
Naufraga balearica Constance & Cannon
Nepeta sphaciotica P.H. Davis
Orchis scopulorum Summerh.
Petagnaea gussonei (Sprengel) Rauschert
Poa riphaea (Asch. i Graebn.) Fritsch
Primula wulfeniana podgat. *baumgarteniana* (Degen i Moesz) Ludi
Ranunculus kykkoensis Meikle
Sambucus nigra podgatunek *palmensis* (Link) Bolli
Scilla morrisii Meikle
Senecio elodes Boiss.
Veronica oetaea L.-A. Gustavsson
Viola paradoxa Lowe _____

5. Przewidywany wpływ zmiany klimatu na różnorodność roślinną w Europie.

5.1 Wprowadzenie

W obecnej chwili dysponujemy bardzo ograniczonymi narzędziami, jeśli chodzi o możliwość przewidywania wpływu zmiany klimatu na rozmieszczenie roślin i ekosystemów w przyszłości. Ogólnie rzecz ujmując, w każdym obszarze, regionie, chcielibyśmy znać:

- które gatunki będą w stanie wyśledzić odpowiednie dla siebie klimatyczne warunki brzegowe (określane przez naukowców mianem „koperty klimatycznej”, przyp. tłum.), gdy zaczną się przenosić,
- które z gatunków nie będą w stanie się przemieszczać i dlaczego (brak zdolności dyspersji, lub zdolności reprodukcyjnych, brak odpowiednich niszowych miejsc występowania, itp.),
- jakie będą występować warunki fizyczne (klimatyczno – glebowe) w nowej kopercie klimatycznej,
- jakie będą w poszczególnych regionach źródła potencjalnych imigrantów (zarówno rodzimych jak i nie), tzn. skąd będą pochodzić gatunki zajmujące nowe siedliska,
- jak będzie wyglądała różnorodność biotyczna, a więc, w jakich kombinacjach występować będą zbiorowiska poszczególnych gatunków (rośliny, zwierzęta, mikroorganizmy, owady zapylające, itd.), które się tam pojawią,
- czy nowe (pojawiające się tam) zbiorowiska będą w stanie pełnić podobne funkcje w ekosystemach (z owadami zapylającymi włącznie), jak te które zastąpią?

Rośliny mają trzy możliwości reakcji na zmianę klimatu: dostosować się, przenieść się, lub wyginać. Najbardziej aktualne przewidywania przyszłej migracji roślin stosują termin „koperty klimatycznej” lub podejście modeli bioklimatycznych, w których przewidywane przyszłe rozmieszczenie gatunków opiera się na obecnych warunkach klimatycznych w rdzennych miejscach występowania poszczególnych gatunków. Obecne rozmieszczenie poszczególnych gatunków jest wynikiem działania czynników historycznych oraz skomplikowanych zależności pomiędzy czynnikami biotycznymi i abiotycznymi występującymi w środowisku; nie tylko warunków klimatycznych (*Ibanez i in.*, 2006; *Pearman i in.*, 2008a, b; *Soberon i Peterson* 2005; *Soberon* 2007; *Yesson i Culham* 2006a, b, 2009). Jeśli chodzi o aspekt klimatyczny, to wpływ na rozwój migracji (lub jej brak) będzie mieć zespół przenikających się czynników, nie chodzi tu tylko o zmianę temperatury, ale również zmiany ilości opadów, ewapotranspiracji, oraz sezonowości pór roku. Skuteczność migracji będzie w dużej mierze zależeć, nie od klimatu, ale szeregu innych czynników takich jak np. występowanie gatunków migrujących (*Ibanez i in.*, 2008), zdolność dyspersji (*Vittoz i Engler*, 2008), potencjalna zdolność kolonizacyjna gatunków migrujących (*Ibanez i in.*, 2008), „przepuszczalność” siedlisk znajdujących się na nowym terenie, umiejętność rozwoju i konkurencji z gatunkami rodzimymi, a następnie rozprzestrzeniania się, przy czym wpływ tych czynników jest w dużej mierze nieznanymi. Niektóre kwestie zostaną omówione poniżej.

Kwestia oceny stopnia podatności gatunków występujących w Europie oraz regionach biogeograficznych Europy na zmianę klimatu, została włączona do projektu BRANCH (*Berry i in.*, 2007a). W ocenie tej zastosowano pojęcie GATUNKOWEJ koperty bioklimatycznej do prognozowania przyszłych potencjalnie odpowiednich klimatycznie obszarów występowania 389 gatunków, spośród których występują taksony dominujące pochodzące zarówno z Europy, jak i zagrożone (wrażliwe/rzadkie) (patrz punkt 5.1). Od chwili opublikowania niniejszego raportu, dostępność informacji dotyczących poszczególnych gatunków w Europie stopniowo się poprawiała, podobnie jak powiększająca się liczba algorytmów umożliwiających tworzenie modeli, a także ulepszone modele obecnych warunków klimatycznych (patrz p. 5.2).

Na podstawie rozmaitych, posiadanych obecnie, modeli jesteśmy w stanie przewidzieć potencjalne migracje określonych gatunków do „nowych” kopert klimatycznych, jednak nie jesteśmy w stanie przewidzieć układu roślinności jaki tam wystąpi, ani też ogólnych warunków klimatycznych jakie będą panować w obszarach dotkniętych zmianą klimatu. Odnosi się to zarówno do terenów, z których rośliny będą się wyprowadzać, jak i do tych, do których będą się one wprowadzać. Rozróżnienie to nie jest zbyt często stosowane, a może mieć ono kluczowe znaczenie dla niektórych części Europy, jak np. dla wspomnianego wcześniej obszaru basenu Morza Śródziemnego. Ponieważ prawdopodobieństwo przetrwania i rozmnażania się gatunków migrujących będzie zależać od kontekstu środowiska, do którego rośliny te będą się przenosić, nie wspominając o przypadkowych czynników zakłócających, musimy zaakceptować fakt, iż nasze obecne zrozumienie konsekwencji zmiany klimatu jest bardzo ograniczone i jego podstawą jest niekiedy niewiele więcej niż inteligentna spekulacja. Jeśli weźmiemy również pod uwagę poziom niepewności, jakim w dalszym ciągu opatrzony jest zakres zmiany klimatu oraz jej wpływ na poziomie lokalnym, przewidywania jakich dokonujemy, powinny być raczej ogólne, nie zaś dotyczyć konkretnego miejsca jak np. zmiana lub rozszerzenie systemu obszarów chronionych, czy też podejmowanie środków zaradczych takich jak włączanie ochrony *ex situ*.

Modele koperty klimatycznej tworzone dla gatunków roślinności występujących w Europie są obecnie niezbędne w celu szacunkowego określenia potencjalnych zmian, jakie będą miały miejsce w układzie i rozmieszczeniu roślinności Europy w ciągu kilku najbliższych dziesięcioleci. Bezpośrednie porównanie sugeruje, iż tworzenie modeli na poziomie gatunkowym dostarcza bardziej rzetelnych prognoz, niż tworzenie modeli rozmieszczenia gatunków pod wpływem zmiany klimatu opartych na całych populacjach (*Baselga i Araujo, 2009*), a także, iż właściwości modeli opracowanych w oparciu o populacje są nadal nie do końca zrozumiałe. Europa posiada zarówno dane, jak i ekspertyzy niezbędne do opracowania modeli na poziomie gatunkowym dotyczących lądowych gatunków roślinnych, a takie przedsięwzięcie pociągałoby za sobą trywialne koszty w porównaniu z kosztami ekonomicznymi ewentualnych zmian występującej roślinności.

Chociaż modelowanie bioklimatyczne jest obecnie najpowszechniejszą formą prognozowania reakcji poszczególnych gatunków na zmianę klimatu, istnieją też inne metody, nie-modelowe, które umożliwiają ocenę podatności poszczególnych gatunków w oparciu o ich cechy biologiczne i ekologiczne, a także inne czynniki, które determinują ich wrażliwość, zdolności adaptacyjne, oraz ekspozycję na wpływ zmiany klimatu (*Gran Canaria Group 2006; CBDF/AHTEG 2009*). Stosując kryteria zasugerowane przez Gran Canaria Group (tabela 5.1), Belgijski Narodowy Ogród Botaniczny, w celu stworzenia jaśniejszego obrazu ewentualnych zmian w układzie roślinności, podjął się wstępnej ilościowej oceny ewentualnych skutków zmiany klimatu, jakie będą miały wpływ na kształt roślinności. Badanie to wykazało, że przynajmniej 415 rdzenie występujących gatunków roślin (30% całej roślinności) będzie w okresie 2008 – 2100 narażona na skutki zmiany klimatu (*Gdefroid i in., 2009*).

Tabela 5.1 Kryteria identyfikacji taksonów podatnych na zmianę klimatu (Gran Canaria Group 2006)

- Taksony nie mające możliwości przemieszczenia się, takie jak występujące na szczytach górskich, nisko położonych wyspach, na nabrzeżach kontynentów, na dużych wysokościach bezwzględnych;
- Rośliny o ograniczonym obszarze występowania takie jak gatunki rzadkie lub endemiczne;
- Taksony o niewielkiej zdolności dyspersji i / lub długich okresach generacji;
- Gatunki podatne na skutki ekstremalnych warunków pogodowych takich jak powódzie, czy susze;
- Rośliny o siedliskach ekstremalnie wyspecjalizowanych lub niszowych, posiadające niską tolerancją na zmienne klimatyczne;
- Taksony koewoluujące lub posiadające równoczesne relacje z innymi gatunkami;
- Gatunki o ściśle określonych reakcjach fizjologicznych na zmienne klimatyczne;
- Podstawowe taksony niezbędne do produkcji pierwotnej, bądź prawidłowego funkcjonowania ekosystemów;
- Taksony posiadające bezpośrednie znaczenie dla ludzi lub mogące znaleźć zastosowanie w przyszłości.

5.2 Zalety i wady modelowania niszowego

„Modele stanowią uproszczenie rzeczywistości. Nierzadko powoływane są do życia, aby pomóc naukowcom w odpowiednim wyrażeniu ich rozumienia poszczególnych procesów lub schematów, dlatego też stanowią podstawową pomoc w czasie prowadzenia badań. Trudności mogą się jednak pojawić, jeśli modele teoretyczne będą stosowane do wyznaczania planów dotyczących ochrony prawnej i zarządzania nią, oraz do podejmowania strategicznych decyzji (np. IPCC). Stopień niepewności towarzyszących modelowaniu obszaru występowania poszczególnych gatunków jest obecnie tak wysoki, iż mogłoby doprowadzić samych decydentów i inne osoby zainteresowane do kwestionowania sensu stosowania nauki do rozwiązywania światowych problemów. Pokonanie przepaści oddzielającej naukę od potrzeb społecznych stanowi podstawowe wyzwanie, któremu musimy sprostać, jeśli chcemy czynić postępy i znacząco przyczyniać się, jako naukowcy, do rozwiązywania światowego kryzysu w zakresie zmiany klimatu” (*Thuiller i in., 2008*).

Perspektywa zmiany klimatu doprowadziła do konieczności zbadania wpływu zmian klimatu na rozmieszczenie poszczególnych gatunków fauny i flory, ich specjacje i wyginięcie (*Thomas i in., 2004*). Zasadniczą kwestią, jeśli chodzi o przewidywania dotyczące obszarów, w jakich poszczególne gatunki mają szanse na przetrwanie jest zastosowanie technik bioklimatycznego modelowania niszowego (*Nix, 1986; Guisan i Thuiller, 2005; Peterson i in., 2005; Elith i in. 2006*). Techniki te stanowią połączenie komputerowych modeli klimatu z informacjami dotyczącymi obecnego rozmieszczenia poszczególnych gatunków i mają na celu opracowanie niszowego modelu bioklimatycznego (znanego również jako edaficzny, fundamentalny, środowiskowy lub Grinnellian). Taki model optymalnych parametrów środowiskowych jest następnie dopasowywany do całego spektrum scenariuszy przyszłego

klimatu w celu ustalenia potencjalnych zmian w optymalnych warunkach środowiskowych dla poszczególnych gatunków.

Modelowanie niszowe stanowi rodzaj procesów obliczeniowych, odnośnie których nie zostało jeszcze ustalone jednoznaczne, ustandaryzowane podejście (*Elith i Graham, 2009*). Takie modele są zazwyczaj tworzone jedynie w oparciu o parametry klimatyczne i określane są mianem modeli „Bioklimatycznych kopert niszowych” (często określane też jako „koperty bioklimatyczne”). Ukazują one prawdopodobieństwo pojawienia się na danym obszarze określonych gatunków na podstawie obecnego rozmieszczenia gatunków i danych klimatycznych. Modele te obejmują zarówno proste przewidywania dotyczące obecności / nieobecności poszczególnych gatunków (np. BIOCLIM), jak i skomplikowane algorytmy ukazujące stopniowe przejście od 100%-owego do 0%-owego prawdopodobieństwa wystąpienia określonych efektów. Jednym z najwcześniejszych, najprostszych i najczęściej wykorzystywanych algorytmów jest BIOCLIM (*Nix, 1986*). Algorytm ten traktuje parametry środowiskowe jako zmienne niezależne, przedstawiane w celu określenia granic niszy. Pochodną tego algorytmu jest GARP (*Stockwell i Peters, 1999*) oparty na podejściu algorytmu genetycznego, mający na celu opracowanie powierzchni prawdopodobieństwa wystąpienia określonych gatunków. Modele BIOCLIM są zdecydowanie łatwiejsze w interpretacji niż inne modele o bardziej skomplikowanych metodologiach (*Stockman i in., 2006*), jednak porównanie z innymi technikami wskazuje, że bardziej skomplikowane algorytmy takie jak MAXENT mogą przy uwzględnieniu wielu różnych warunków, dostarczać bardziej wiarygodnych przewidywań (*Elith i in., 2006; Phillips i in., 2006*). Przestrzeń Środowiskowa opracowana na podstawie odległości metrycznej (*DOMAIN, Carpenter i in., 1993*) oferuje podejście wielowymiarowe, które uwzględnia kowariancję i zależności pomiędzy zmiennymi.

Najczęściej wykorzystywane obecnie podejście wykorzystuje w maksymalnym stopniu technikę modelowania entropicznego (MAXENT, *Phillips i in., 2006, Philips i Dudik, 2008*). Opracowane modele niszowe mogą być dalej wykorzystywane w połączeniu z różnymi scenariuszami klimatycznymi i z różnymi ramami czasowymi w celu ustalenia rozmieszczenia gatunków w przeszłości (*Hugall i in., 2002; Martinez-Meyer i in., 2004; Peterson i in., 1999; Bonaccorso i in., 2006*), obecnie (*Phillips i in., 2006; Robertson i in., 2001; Stockwell, 2006*) i w przyszłości (*Thomas i in. 2004; Peterson i in., 2005; Thuiller i in., 2005, 2006, Broenimann i in. 2006*). Rezultaty zależą od szeregu zmiennych ze stałością dostępu do informacji dotyczących rozmieszczenia występowania poszczególnych gatunków, wystarczającą ilością danych, wykorzystywanymi modelami klimatycznymi i technikami modelowania nisowego łącznie. *Peterson i in. (1999)* sugerowali, iż koperty bioklimatyczne są dziedziczone i chronione na przestrzeni ewolucji.

Martinez – Meyer i in. (2004) potwierdzili to wykorzystując bioklimatyczne modele niszowe dotyczące ptaków *Passerina*, aby dokonać skutecznych prognoz dotyczących rozmieszczenia gatunków bliźniaczych. Wielu badaczy zajmuje się obecnie analizą preferencji klimatycznych poszczególnych gatunków zajmując się badaniem ich drzew filogenetycznych (*Hugall i in., 2002; Graham i in., 2004; Hardy i Linder 2005; Hoffmann 2005; Yesson i Culham, 2006a,b*) oraz ich obecnych i przeszłych obszarów występowania. Bioklimatyczne modele niszowe były również wykorzystywane do prognozowania przyszłych obszarów oraz ich wpływu na ryzyko wyginięcia całych linii genetycznych (*Peterson i in., 1999; Thomas i in. 2004*). Choć modele te są często potocznie nazywane przewidywaniami, ich prawdziwym zadaniem jest dostarczenie częściowych informacji, na podstawie których dokonywane są przewidywania dotyczące przyszłych zmian.

Z uwagi na nieustający rozwój technik modelowania, włączane są do nich coraz to nowsze parametry i założenia (*Hirzel i in., 2001*). Zdolność migracji wykorzystywana była w odniesieniu do roślin (*Yesson i Culham 2006a*) i zwierząt (*Willis i in. 2009* wraz odsyłaczami) w celu przekształcenia modeli stosowności klimatu na modele ewentualnego osiedlania się poszczególnych gatunków w zależności od tego czy gatunki te będą w stanie dotrzeć do nowego

obszaru. Prowadzone na stosunkowo szeroką skalę badania dotyczące przemieszczania się metapopulacji wewnątrz poszczególnych gatunków pokazują, że rachunek zysków i strat na granicach występowania poszczególnych gatunków może nie być stabilny (*Anderson i in., 2009*). Bariery fizyczne napotymane podczas wędrówki wzwyż (osiągnięcie szczytu wzniesienia góry), albo na północ (brak dostępności łądu) będą stanowić bezpośrednie niebezpieczeństwo dla niektórych gatunków, kiedy temperatura wzrośnie (*Hellmann i in., 2008; Trivedi i in., 2008*).

Jednym ze sposobów umożliwiających uniknięcie dokonywania wyboru algorytmu modelowania jest przyjęcie „Prognozowania zespołowego” (Ensamble forecasting). Wykorzystanie wielu modeli w analizowaniu tych samych danych umożliwia obliczenie proporcji wariacji w modelowanym rozmieszczeniu występowania danego gatunku, które są zależne od wybranego modelu. Oprogramowanie BIOMOD (*Thuiller i in., 2003, 2004, 2009*) zaprogramowane w R oferuje szereg algorytmów i narzędzi analitycznych, które umożliwiają analizę modeli zarówno pod względem wpływu komponentów zmiennych środowiskowych (opisywanych jako „przestrzeń ekologiczna” przez *Thuiller i in., 2009*), oraz przez obliczanie średniej, zdolność oceny wariacji spowodowanych wyborem modelu algorytmu (opisanego jako „przestrzeń przewidywania” przez *Thuiller i in., 2009*). Skuteczność tego podejścia jest w dalszym ciągu uzależniona od posiadania zarówno odpowiednich danych dotyczących rozmieszczenia występowania poszczególnych gatunków, oraz od dokładnego doboru zmiennych podsumowujących warunki klimatyczne. Istotny jest fakt, że oprogramowanie BIOMOD zawiera szereg opcji dyspersji (od zerowej do niegraniczonej), co zezwala na wyodrębnienie jedynie tych rejonów, do których mogłyby dotrzeć poszczególne organizmy. *Araujo i New (2007)* podają przekonujące argumenty na rzecz stosowania podejścia zespołowego. Nie należy jednak zapominać o ograniczeniach spowodowanych ryzykiem błędów mogących wystąpić na skutek łączenia modeli niskiej jakości. Prawdopodobnie jednym z najbardziej powszechnych instrumentów uwzględniających modelowanie zespołowe jest MAXENT (*Phillips i in., 2006*).

Klimat w ogromnym stopniu wpływa na fizjonomię roślinności i warunkuje występowanie określonych gatunków na danym terenie. Istnieje szereg modeli wykorzystywanych zarówno w celu analizy obecnej sytuacji, jak i w celu opracowania scenariuszy na przyszłość, jednak zdecydowana większość modeli wykorzystywanych w celu prognozowania globalnej zmiany klimatu, analizowana jest w połączeniu z modelami atmosferyczno – oceanicznymi takimi jak HadCM3 (rozdzielczość 2, 5 x 3,74 stopnia szerokości geograficznej x długość geograficzna i 19 poziomów atmosfery) oraz GFDL CM2.X (rozdzielczość 2,5 x 2 stopnia i 25 poziomów atmosfery) zgodnie z założeniami IPCC (IPCC AR4, 2007). Modele te są bardzo złożone i wymagają wysokiej wydajności komputerów (*Slingo i in., 2009; Washington i in., 2009*) sięgającej obecnie poziomu petaflopsów, dzięki czemu możliwy będzie dalszy postęp. Modele o tak wysokiej rozdzielczości jasno pokazują regionalne schematy powtarzające się w danym klimacie, jednak brakuje im dokładnych szczegółów, dzięki którym możliwe byłoby określenie klimatu na tak niewielkich obszarach jak np. wierzchołki górskie. Modele te słabo wypadają również jeśli chodzi o określanie wpływu jaki, na skalę lokalną, a więc wzdłuż wybrzeży, wywierają morza, a więc na obszarach, gdzie temperatury będą mniej ekstremalne. Nowa generacja modeli korzystać będzie z dokładniejszej rozdzielczości wynoszącej 10” kratek, co umożliwi zredukowanie skali problemu. Modele klimatyczne dla Europy funkcjonują już w powyższej skali. Nowa generacja komputerów umożliwiających obliczenia równoległe pozwalają na długo oczekiwane połączenie modeli klimatycznych i modeli warunków pogodowych (*Slingo i in., 2009*). Użycie wielkoskalowych systemów obserwacji takich jak systemy wykorzystywane przez NOAA (*Amerykańska Narodowa Służba Oceaniczna i Meteorologiczna*) zdecydowanie ułatwi to zadanie (*McDougall i in., 2005*). Ponadto, istnieje możliwość, że korzyści płynące z wykorzystywania modeli o dokładniejszej skali zostaną zrównoważone czynnikami siedliskowymi takimi, jak położenie i rodzaj gleby, które mają zdecydowanie większy wpływ na wyniki modelowania klimatu niż różnice pomiędzy poszczególnymi polami siatki. Wraz ze wzrostem poziomu uszczegółowienia

modeli, problem jakości danych będzie stawał się coraz bardziej ograniczającą i niecierpiącą zwłoki kwestią (Chapman i in., 2005).

Dane dotyczące rozmieszczenia występowania poszczególnych gatunków ograniczają również, jeśli chodzi o rozdzielczość, zasięg lub jedno i drugie. *Atlas Florae Europaeae* (Jalas i in., 1972-1999, Kurtto i in., 2004-2007) wykorzystuje siatki kartograficzne dla powierzchni około 50 km², rozdzielczości niższej niż w najnowszych modelach klimatycznych, umożliwiającej jednak dobre, z geograficznego punktu widzenia, uwzględnienie wszystkich wymienionych gatunków. Dla porównania, dane, takie jak te pochodzące z GBIF mogą zawierać punkty odniesienia GPS, z dokładnością do mniej niż jednego metra (choć jest to dość wyjątkowe), jednak odzwierciedlenie geograficzne i taksonomiczne jest bardzo nierówne (Stockwell, 2006; Yesson i in., 2007). Bioklimatyczne modele niszowe są zatem zależne zarówno od danych klimatycznych, jak i danych dotyczących rozmieszczenia poszczególnych gatunków, jakie są dostępne w porównywalnych rozdzielczościach.

Wariacje genetyczne występujące w indywidualnych populacjach lub całych klanach pojawiają się na całym obszarze występowania poszczególnych gatunków a w szczególności gatunków o szerokim zasięgu (Thompson, 1999). Wariacje tego rodzaju nie są uwzględniane w modelach kopert klimatycznych w widoczny sposób, są jednak w ukryty sposób zawarte w zmieniających się parametrach klimatycznych występujących w naturalnych obszarach rozmieszczenia poszczególnych gatunków. Wariacje haplotypów występujące u gatunków drzew śródziemnomorskich mają odniesienie do schematów paleolitycznych (Magri i in., 2007) ale mają też udokumentowany wpływ na przypadki historycznej hybrydyzacji mającej miejsce w ewolucji genetycznej roślin śródziemnomorskich (Lumaret i Jabbour-Zahab, 2009; Thompson, 1999 i odniesienia tam zawarte). Obserwacje przepływu genów pośród gatunków śródziemnomorskich wskazują, że hybrydyzacja jest mechanizmem prowadzącym do zmian w roślinności i powstawania nowych połączeń genetycznych. Ponadto, istnieje możliwość dużego rozpowszechnienia się nowych kombinacji gatunkowych, jako że siedliska naturalne doświadczają coraz bardziej gwałtownych zmian. Biorąc pod uwagę fakt, iż większość gatunków nie jest jednolita pod względem genetycznym, należy pamiętać, aby nie traktować modeli migracji powodowanej zmianą klimatu, jako wyznacznika mówiącego, iż reakcja wszystkich osobników tego samego gatunku będzie jednakowa.

6. Potencjał inwazyjności a zmiana klimatu.

6.1 Informacje podstawowe

Oczekuje się, że jedną z najpoważniejszych konsekwencji zmiany klimatu i innych zmian o charakterze globalnym, takich jak zmiany czynników zakłócających będzie wzrost liczby inwazyjnych gatunków obcych (invasive alien species - IAS). Problem ten został przedstawiony w innym raporcie z niniejszej serii (Capdevila-Arguelles i Zilletti (2008). Mimo, że inwazyjne gatunki obce w obecnej chwili nie stanowią takiego ryzyka jak ma to miejsce w innych częściach świata, szacuje się, że kosztują one gospodarki europejskie pomiędzy 9 600 miliona EURO a 12 700 miliona EURO rocznie, każdego roku za straty oraz środki ich kontroli (Kettunen i in., 2008).

Do niedawna, kwestie obcych gatunków inwazyjnych rzadko kiedy były zauważane w Europie. Konwencja Berneńska nakłada na wszystkich członków wymóg „ściślej kontroli wprowadzania nowych gatunków” (Artykuł 1.2.b), ale jak zauważają Dehnen -Schmutz i Touza (2008), na poziomie UE nie istnieje żadna forma kontroli importu i eksportu roślin. Zdecydowanym krokiem naprzód było wydanie w 2003 r. Europejskiej Strategii Postępowania z Inwazyjnymi Gatunkami Obcymi pod patronatem Konwencji Berneńskiej, pomimo iż sugerowano wcześniej, że programy praktyczne Europy oraz koordynowane działania dotyczące

inwazyjnych gatunków obcych pozostawały daleko w tyle za podobnymi działaniami podejmowanymi w innych regionach (*Hulme i in., 2009*). Poszczególne państwa w Europie posiadają własne struktury i regulacje prawne, jednak obecne ustawodawstwo w większości z państw UE nie spełnia międzynarodowych wymagań stawianych przez CBD i Europejskie IAS (w celu oceny poszczególnych braków zaleceń dotyczących ich uzupełnienia, patrz *Miller i in., 2006*).

Nie dysponujemy obecnie dokładnymi danymi ilościowymi na temat znaturalizowanych lub obcych gatunków inwazyjnych w Europie. Dokonana przez *Weber (1997)* analiza nieco już zdezaktualizowanych danych pochodzących z *Flora Europaea (Tutin, Heywood i in., 1964-80)*, wykazała, że w Europie występuje 1568 znaturalizowanych gatunków roślinnych. Natomiast analiza gatunków obcych, których występowanie w Europie zostało potwierdzone, dokonana przez *Lambdon i in. (2008)* wykazała, że w Europie występuje 3 749 znaturalizowanych gatunków obcych, z czego 1969 to gatunki naturalnie występujące w określonych rejonach Europy, a 1780 to gatunki pochodzące spoza Europy. Baza danych dotyczących Europejskich Gatunków Obcych, mająca na celu dostarczenie najbardziej aktualnych danych, zawiera informacje dotyczące 11 000 gatunków (luty 2008). Większość danych dotyczy roślin naczyniowych (*Olenin i Didziulis, 2009*). Do chwili obecnej nie przeprowadzono żadnego wyczerpującego badania na temat gatunków roślin inwazyjnych występujących w Europie, choć dane takie dostępne są w poszczególnych krajach, np. w Europie Północnej i Krajach Bałtyckich (NOBANIS¹⁶), na Węgrzech, w Portugalii, Hiszpanii, w Wielkiej Brytanii, itp. Europejska i Śródziemnomorska Organizacja Ochrony Przyrody (ang. EPPO) prowadzi bazę danych na temat szkodników objętych kwarantanną, obejmująca także gatunki inwazyjnych roślin obcych¹⁷, natomiast projekt DAISIE¹⁸ dostarcza informacji na temat rozmieszczenia poszczególnych gatunków roślin inwazyjnych w Europie.

6.2 Zasadnicze kwestie

Ocena, kontrola i zapobieganie inwazji roślin stanowi bardzo złożony problem obejmujący aspekty naukowe, techniczne, ekonomiczne, społeczne i prawne. Problemy jakie pociąga za sobą kwestia pojawiania się, w warunkach zmieniającego się klimatu, gatunków inwazyjnych wiążą się z :

- Ryzykiem, iż gatunki wprowadzone drogą naturalną nabiorą cech inwazyjności
- Poszerzeniem lub zmianą obecnego obszaru występowania gatunków inwazyjnych a także zmianą wywieranych przez nie wpływów
- Wprowadzaniem i osiedlaniem się nowych gatunków inwazyjnych
- Zrozumieniem wektorów i drogi przemian (*Hulme i in., 2008*)

¹⁶ Północno Europejska i Bałtycka Sieć na Temat Inwazyjności Gatunków Obcych (NOBANIS): Austria, Belgia, Estonia, Finlandia, Wyspy Owcze, Niemcy, Grenlandia, Islandia, Irlandia, Łotwa, Litwa, Holandia, Norwegia, Polska, europejska część Rosji, Słowacja, Szwecja <http://www.nobanis.org/default.asp> Baza danych gatunków obcych w NOBANIS zostanie wykorzystana w celu zidentyfikowania gatunków, które są obecnie inwazyjne oraz gatunków, które mogą być inwazyjne w przyszłości. Tym samym NOBANIS zapewni podstawę dla przyszłego opracowania systemów wczesnego powiadomienia wobec inwazyjnych gatunków obcych.

¹⁷ EPPO Plant Quarantine Data Retrieval System (System Odzyskiwania Danych o Roślinach Kwarantannowych) <http://www.eppo.org/DATABASES/pqr/pqr.htm>

¹⁸ Dostarcza Spis Gatunków Inwazyjnych dla Europy: <http://www.europe-aliens.org/>

- Oceną i analizą ryzyka
- Strategiami kontroli
- Działaniami prewencyjnymi z analizą horyzontalną w poszukiwaniu potencjalnie nowych gatunków inwazyjnych, systemem wczesnego ostrzegania i kodem postępowania łącznie.

Gatunki niebędące naturalną częścią flory danego regionu (egzotyczne) bywają niezwykle trudne do wyeliminowania, kiedy już osiedlą się na danym terenie na dobre. Sugeruje to konieczność opracowania systemu wczesnego ostrzegania, mającego na celu określenie prawdopodobieństwa z jakim dane gatunki mają szansę na nabranie cech inwazyjności (*Andreu i Vila, 2009*). Pomimo wielu podejmowanych prób, kwestia oceny, które gatunki mogą stać się gatunkami inwazyjnymi w przyszłości pozostaje niezwykle skomplikowana. Jak zauważa *Hannah (2003)*, eliminacja gatunków inwazyjnych może wymagać niższych zasobów, jeśli odpowiednie kroki zostaną podjęte zanim zmiana klimatu przyniesie określone skutki, a może być zdecydowanie bardziej kosztowna lub nawet niemożliwa, jeśli zmiana klimatu doprowadzi do gwałtownego rozprzestrzeniania się gatunków.

6.3 Modelowanie niszowe i przewidywanie inwazji

Wpływ gatunków inwazyjnych na ekosystemy naturalne, rolnictwo i obszary leśne objawiający się w zmienianiu funkcjonowania ekosystemów oraz możliwości wystąpienia zasadniczych zmian w reżimie hydrologicznym i pożarowym (*Pimentel i in., 2001; Brooks i in., 2004*). Potencjalna inwazyjność związana jest ze znalezieniem odpowiedników klimatycznych, które to zostały wykorzystane jako metoda wyszukiwania potencjalnych inwazji (*Panetta i Mitchel, 1991, Scott i Panetta, 1994; Curnutt 2000*). Bioklimatyczne modelowanie niszowe oparte na obecnym rozmieszczeniu występowania zakłada, że rozmieszczenie poszczególnych gatunków musi pozostawać w stanie równowagi i ograniczane jest obecnymi warunkami klimatycznymi (*Phillips i in., 2006*). Badania egzotycznych gatunków roślin, takich jak *Carpobrotus edulis, Senecio glastifolius i Vellerophyton dealbatum (Thuiller i in., 2005)*, które pochodzą z Afryki Południowej, a w Europie nabrały cech inwazyjności, wykazały, że modelowanie niszowe może stanowić istotne narzędzie na pierwszym etapie poszukiwania potencjalnych gatunków inwazyjnych. W podobny sposób europejskie gatunki traw stały się gatunkami inwazyjnymi w Afryce Południowej (*Parker – Allie i in., 2007, 2009*).

Jeśli porównamy modele niszowych warunków bioklimatycznych z rzeczywistymi warunkami niszowymi, może okazać się, że wykorzystywanie danych dotyczących występowania poszczególnych gatunków jedynie na ich naturalnych stanowiskach prowadzi do niedoceny potencjalnej zdolności inwazyjnej niektórych gatunków (*Beaumont i in., 2009*). Badanie pięciu gatunków żuka gnojowego, wprowadzonych na obszarze rozciągającym się od Australii do Afryki Południowej, sugeruje, że modele oparte na naturalnym zakresie występowania mogą okazać się mało skuteczne w wypadku usunięcia danego gatunku z jego zwykłego środowiska biotycznego. Jedynie dwa z pięciu modeli okazały się być skutecznymi prognozami kolonizacji w Australii (*Duncan i in., 2009*). Rzeczywista inwazja gatunków zależy od wielu zmiennych takich jak konkurencja biotyczna, dostępność stanowisk niszowych, oraz zdolność rozprzestrzeniania się i osiedlania. Czynniki te są jednak mało podatne na modelowanie. Losowe schematy wyginięcia określonych gatunków europejskich, jakie może nastąpić w ciągu najbliższych kilku dziesięcioleci pokazują, że naturalnie występujące na danych obszarach gatunki mogą zacząć się rozprzestrzeniać na tych samych zasadach co gatunki obce, jako że konkurencja biotyczna ulega przekształceniom. Jednocześnie wymarcie poszczególnych gatunków może skutkować otwarciem się danych terenów na inwazję gatunków zewnętrznych. Skuteczność inwazji będzie zatem zależeć nie tylko od dostępności nisz klimatycznych, ale również od możliwości ekspansji do i w obrębie Europy.

6.4 Źródła i prognozy odnośnie inwazji

Wilson i in., (2009) zaproponowali sześć losowych kategorii dyspersji: krawędź natarcia, korytarz, przeskok, ekstremalna odległość, masa i uprawa. Przyznają jednak, że kategorie te nakładają się na siebie. Kategorie te stanowią pożyteczny schemat, na podstawie którego można analizować źródła gatunków inwazyjnych. Potencjalne gatunki inwazyjne kwalifikujące się do pierwszych dwóch kategorii, będą pochodzić z biotycznego otoczenia Europy, a więc: Zachodniej Azji i Północnej Afryki. Gatunki pochodzące z Azji posiadają bezpośrednie lądowe połączenie z Europą, podczas gdy gatunki pochodzące z Afryki Północnej oddziela Morze Śródziemne. Zachodnie granice Europy wystawione są na silne oddziaływanie Oceanu Atlantyckiego, co zdecydowanie łagodzi niektóre z przewidywanych zmian klimatu. Z pewnością, klimat występujący na zachodnich krańcach Europy nie będzie aż tak ekstremalny, jak ten w Europie centralnej i wschodniej. To właśnie środkowa i wschodnia Europa będą najbardziej podatne na migracje roślin pochodzących z Azji, jako że klimaty są podobne, tereny te sąsiadują ze sobą. Ta kontynuacja klimatyczna oznacza jednak, że nie ma znaczących różnic w układzie roślinności na tym terenie, a co za tym idzie zmiany będą jedynie dostosowaniem roślinnego kontinuum. Nie nastąpią żadne drastyczne zmiany w układzie roślinności. Zdecydowanie trudniej jest przewidzieć kandydatów do skoku i rozprzestrzeniania się na ekstremalnych odległościach.

Stosowanie zjawiska kolonizacji wysp oceanicznych, przez określone rodziny roślin, jako wyznacznika mówiącego, które rodziny będą się rozprzestrzeniać i osiedlać na długich dystansach, każe nam oczekiwać dużych niezgodności w zakresie układu rodzin gatunków inwazyjnych w porównaniu z układem źródłowym lub roślinnością zamierającą. Grupy roślin takich jak paprocie lub rośliny złożone (Compositae) udowodniły już swoją zdolność dyspersji i osiedlania się na dużych odległościach. Proces ten może prowadzić do drastycznych zmian w układzie roślinności, obejmujących znaczące powiększenie niektórych rodzin i wysokie straty w innych. Wyznacznikiem skali zmian, których możemy oczekiwać w ciągu najbliższych 50 lat w niektórych rejonach Europy może być zniknięcie odmian wawrzynowatych z rejonu Afryki Północnej podczas formowania się Sahary i zastąpienie ich skąpą roślinnością pustynną. Możliwość rozprzestrzeniania się roślin na skalę masową będą zależę od skuteczności kwarantanny nakładanej na import roślin. Źródłami rozprzestrzeniania się może być zatem celowe lub przypadkowe przenoszenie się roślin. Istnieje już bowiem masowy rynek handlu roślinami przeznaczonymi do uprawy lub dalszego przetworzenia np. drewno. Przejawami pasażerami towarzyszącymi takim transakcjom handlowym były już np. grzyby wywołujące holenderską chorobę wiązów, poskrzypka liliowa, śnieć (*Cylindrocladium buxicola*) oraz nagła śmierć dębów (*Phytophthora ramorum*), z których każde stanowi zagrożenie dla naszej roślinności.

Istnieją dowody mówiące, że odpowiednim wyznacznikiem poziomu inwazji¹⁹ ekosystemów jest rodzaj siedliska (*Chytrý i in.*, 2008). *Chytrý i in.* (2009) stworzyli na podstawie oceny ilościowej siedlisk, mapę prezentującą przybliżony poziom inwazji obcych gatunków roślinnych w Europie. Dane te obejmują wszystkie gatunki roślin inwazyjnych pochodzących z krajów sąsiadujących z rejonem Morza Śródziemnego, których obecność nie zaznaczyła się jeszcze w Hiszpanii. Wszystkie gatunki roślin uznanych za inwazyjne w Portugalii, Francji, Włoszech oraz na śródziemnomorskich obszarach państw Afryki Północnej, a także gatunki inwazyjne występujące w innych częściach świata niż obszary położone w rejonie Morza Śródziemnego (tzn. Chile, Kalifornia, Australia, Afryka Południowa) zostały

¹⁹ *poziom inwazji* dla rzeczywistego stosunku obcych gatunków roślin wśród wszystkich gatunków roślin na danym siedlisku. Poziom inwazji wynika zarówno z właściwości siedliska oraz natężenia diaspor (Chytrý i in., 2005, 2008; Hierro i in., 2005; Richardson i Pysek, 2006). Termin ten różni się od *inwazyjności siedliska*, która jest podatnością siedliska na inwazję narzuconą przez ograniczenia abiotyczne oraz biotyczne przy założeniu ciągłego natężenia diaspor (Lonsdale, 1999)

włączone do tej listy. Badacze wskazują, że najwyższego poziomu inwazji można oczekiwać na obszarach zagospodarowanych rolniczo, obszarach miejskich i przemysłowych. Niskiego poziomu inwazji należy oczekiwać na terenach naturalnie lub pół-naturalnie porośniętych trawami i w większości obszarów leśnych, zaś najniższego poziomu inwazji można spodziewać się na obszarach porośniętych roślinnością twardolistną, na wrzosowiskach i torfowiskach. Ich głównym przesłaniem jest fakt, że wysokiego poziomu inwazji możemy się spodziewać przede wszystkim na terenach nizinnych, na których wysokość temperatury będzie zbliżona do tej panującej w Europie Zachodniej i Centralnej, natomiast niskiego poziomu inwazji – w strefie klimatu borealnego i na obszarach górskich na całym kontynencie. Badacze prognozują, że w rejonie Morza Śródziemnego, z wyjątkiem linii brzegowej, gdzie spodziewany poziom inwazji ma być wysoki, w korytarzach rzecznych oraz na terenach intensywnie uprawianych i nawadnianych, inwazja gatunków obcych również powinna plasować się na niskim poziomie. Sugerują oni, że relatywnie niski poziom inwazji może być wynikiem czynników historycznych takich jak długotrwały i intensywny wpływ działań człowieka, który sprawił, że ekosystemy zyskały pewnego rodzaju odporność na bieżący rodzaj inwazji. Badanie (*Gritti i in., 2006*) dotyczące podatności ekosystemów występujących na pięciu głównych wyspach Morza Śródziemnego (Majorce, Korsyce, Sardynii, Krecie i Lesbos) na skutki zmiany klimatu i inwazję roślin egzotycznych wykazało, że podczas gdy same skutki zmiany klimatu będą raczej zaniedbywane, to głównym czynnikiem ułatwiającym inwazję jest stopień zaburzenia warunków siedliskowych. Przeprowadzone przez nich symulacje wskazują, że w dłuższym okresie czasu niemal wszystkie ekosystemy zostaną zdominowane przez inwazyjne gatunki obce.

Gassó i in. (2009) w celu określenia czynników determinujących zakres występowania gatunków roślin inwazyjnych i wzmagających podatność niektórych miejsc na ich występowanie, a zatem aby zrozumieć rozmieszczenie poszczególnych gatunków inwazyjnych w Hiszpanii i stworzyć podstawę dla opracowania przestrzennych protokołów ryzyka inwazji oraz scenariuszy inwazji roślinnej na obszarze śródziemnomorskim, zastosowali zarówno podejście gatunkowe, jak i miejscowe. Wyniki tych badań wskazują na to, że rosnące znaczenie ekosystemów modyfikowanych przez człowieka i problemu globalnego ocieplenia obserwowanego w rejonie Morza Śródziemnego może ułatwić ekspansję roślin inwazyjnych, w szczególności gatunków rozprzestrzeniających się przy pomocy wiatru, prowadząc tym samym do nagromadzenia się gatunków inwazyjnych w określonych miejscach (tzw. hot spoty inwazyjne).

6.5 Migracja wspomagana przez człowieka w sposób niezamierzony

Za podstawową przyczynę ogólnoświatowej inwazji roślinnej uznaje się uprawę roślin ozdobnych (*Reichard i White, 2001; Dehnen-Schmutz i in., 2007; Heywood i Brunel, 2009*). Szacuje się, że 80% roślin uważanych obecnie w Europie za inwazyjne gatunki obce zostało sprowadzonych jako rośliny ozdobne albo rośliny uprawne (*Hulme, 2007*). Silnie inwazyjne gatunki, które zostały sprowadzone celowo w charakterze roślin ozdobnych obejmują gatunki takie jak rdestowiec ostrokoncysty (*Polygonum japonicum*), *Buddleja davidii*, *Rhododendron ponticum*, *Heracleum mantegazzianum*), oraz cały szereg roślin wodnych (*Crassula helmsii*, *Eichhornia crassipes*, *Hydrocotyle ranunculoides*, etc.). Prawdopodobnie największym, utajonym niebezpieczeństwem jest ogromna liczba gatunków roślinnych uprawianych w ogrodach, którym udaje się przetrwać w innych niż optymalne dla nich warunkach klimatycznych, w środowisku, w którym zredukowaniu uległa konkurencja ze strony innych roślin. W samej Wielkiej Brytanii liczba gatunków uprawnych równa jest liczbie gatunków dziko rosnących (*RHS Plant Finder, 2009; Stace, 1997*). Wiele z tych roślin uprawianych jest w warunkach klimatycznych charakterystycznych dla północnych krańców ich naturalnego zasięgu. Niektóre z nich jak np. przybyły z Południowej Afryki *Carpobrotus edulis/acinaciformis*, który rozprzestrzenił się w Europie Południowej dzięki roślinom

sprowadzonym w celach ozdobnych oraz w celach stabilizacji wydm piaskowych wykazały już pewne cechy inwazyjności. Podobnie zachował się *Quercus ilex* przemieszczający w kierunku północnym od swego naturalnego miejsca występowania, który stał się na południowym wybrzeży Wielkiej Brytanii chwastem. Nawet *Cyclamen*, powoli rosnąca ogrodowa roślina bulwiasta wykazała zdolności do rozprzestrzeniania się na całym obszarze Wielkiej Brytanii i wydaje się zwiększać swoje występowanie w odpowiedzi na ocieplenie klimatu (Yesson i Culham, 2006a). Podczas gdy, rośliny te dobrze adaptują się w nowych miejscach, mogą być zagrożone wyginięciem w miejscach swojego naturalnego występowania.

Ogromny wybór śródziemnomorskich i południowo afrykańskich traw, które obecnie stają się popularnymi roślinami ogrodowymi może stanowić największe zagrożenie dla rdzennej roślinności Europy, jako że trawy te zostały wytypowane ze względu na swoją wysoką odporność i zdolność przetrwania w ekstremalnych warunkach klimatycznych. W tworzeniu zielonych dachów oraz żywych ścian zieleni wykorzystywanych jest, jak do tej pory, (Dunnett i Kingsbury, 2004; Snodgrass i Snodgrass, 2006) jedynie niewielka liczba gatunków, często odpornych na suszę *Sedum* i posiadających niewielki potencjał inwazyjności. Jednak te nowe powierzchnie uprawne cieszą się coraz większym zainteresowaniem ze strony ogrodnictwa kreatywnego, co sprawia, że wprowadzanych jest coraz więcej nowych, pochodzących z rozmaitych rejonów świata gatunków. Gatunki te są wybierane ze względu na swoją zdolność do rozmnażania z nasion, oraz umiejętność wzrostu na podłożach takich jak pokruszony beton lub inne odpady przemysłowe wykorzystywane w surowych warunkach zielonego dachu (Hitchmough, 2008). Taka selekcja wstępna ze względu na tolerancję i konkurencyjność z innymi gatunkami może zaowocować wyodrębnieniem elitarnego zestawu gatunków sprowadzonych, które będą się rozprzestrzeniać z miast do terenów podmiejskich, wzdłuż dróg i chodników, tworząc w ten sposób zachwaszczone, ale dekoracyjne pasy roślinności inwazyjnej.

Ogrody botaniczne również stały się źródłem pochodzenia licznych gatunków inwazyjnych z całego świata. Aby pomóc ogrodom botanicznym w identyfikowaniu potencjalnych gatunków inwazyjnych, Konsorcjum Europejskich Ogrodów Botanicznych (European Botanic Gardens Consortium) stworzyło regularnie aktualizowaną²⁰ bazę danych zawierającą obecnie ponad 600 gatunków problematycznych. 12 najbardziej problematycznych gatunków pochodzących z atlantyckiego, kontynentalnego i śródziemnomorskiego regionu klimatycznego zostało podanych w tabeli 6.1:

Atlantycki	Kontynentalny	Śródziemnomorski
<i>Fallopia japonica</i>	<i>Solidago canadensis</i>	<i>Ailanthus altissima</i>
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	<i>Acer negundo</i>	<i>Oxalis pes-caprae</i>
<i>Elodea canadensis</i>	<i>Elodea canadensis</i>	<i>Robinia pseudoacacia</i>
<i>Impatiens glandulifera</i>	<i>Impatiens glandulifera</i>	<i>Araujia sericifera</i>
Atlantic	Continental	Mediterranean
<i>Fallopia japonica</i>	<i>Solidago canadensis</i>	<i>Ailanthus altissima</i>
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	<i>Acer negundo</i>	<i>Oxalis pes-caprae</i>

²⁰ Współdzielenie informacji i polityki w zakresie roślin potencjalnie inwazyjnych w ogrodach botanicznych. Projekt Europejskiego Konsorcjum Ogrodów Botanicznych <http://www.plantnetwork.org/aliens/> (odwiedzono 12 czerwca 2009)

<i>Elodea canadensis</i>	<i>Elodea canadensis</i>	<i>Robinia pseudoacacia</i>
<i>Impatiens glandulifera</i>	<i>Impatiens glandulifera</i>	<i>Araujia sericifera</i>
<i>Fallopia sachalinensis</i>	<i>Impatiens parviflora</i>	<i>Carpobrotus edulis</i>
<i>Elodea nuttallii</i>	<i>Conyza canadensis</i>	<i>Conyza bonariensis</i>
<i>Epilobium ciliatum</i>	<i>Fallopia japonica</i>	<i>Azolla filiculoides</i>
<i>Solidago canadensis</i>	<i>Robinia pseudoacacia</i>	<i>Conyza canadensis</i>
<i>Lemna minuta</i>	<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	<i>Elodea canadensis</i>
<i>Buddleja davidii</i>	<i>Heracleum mantegazzianum</i>	<i>Sporobolus indicus</i>
<i>Rhododendron ponticum</i>	<i>Ailanthus altissima</i>	<i>Veronica persica</i>
<i>Robinia pseudoacacia</i>	<i>Helianthus tuberosus</i>	<i>Acer negundo</i>

6.6 Kodeks postępowania

Jedną z koncepcji wykorzystywanych w celu zwiększenia świadomości oraz kształtowania zachowania różnych grup konsumentów takich jak przemysł ogrodniczy, sektor szkółek leśnych, architekci krajobrazu, ogrodnicy, czy zarządcy parków odnośnie dostępności inwazyjnych gatunków roślinnych jest przygotowanie dobrowolnych kodeksów postępowania. Rada Europy przygotowała Kodeks postępowania w zakresie ogrodnictwa i inwazyjnych gatunków obcych (Heywood i Brunel, 2009), natomiast na poziomie krajowym, Wielka Brytania opublikowała Kodeks Praktyki w Ogrodnictwie mający na celu zapobieganie rozprzestrzenianiu się inwazyjnych gatunków obcych (DEFRA 2005). Inne kodeksy i wytyczne skierowane do ogrodów botanicznych obejmują niemiecko – austriacki kodeks postępowania w uprawie i zarządzaniu inwazyjnymi gatunkami obcymi w Ogrodach Botanicznych (Kiehn 2007). Dehnen – Schmutz i Touza (2008) wskazują jednak, że takie kodeksy postępowania nie zawierają jasno określonych celów oraz ram czasowych, a ich skuteczność zależy w dużej mierze od tego, jak dobrze zostaną wypromowane. Jedną z największych przeszkód w ich skutecznej realizacji jest brak informacji na temat gatunków obecnie uważanych za inwazyjne lub gatunków potencjalnie inwazyjnych, które będą dostępne od zaraz. Efektywność kodeksów postępowania została obecnie poddana w wątpliwość i jeśli takie postrzeganie sytuacji okaże się właściwe, wówczas konieczne będzie podjęcie wzmożonych wysiłków w celu naprawienia sytuacji zanim skutki zmiany klimatu staną się zdecydowanie bardziej wyraźne.

7. Planowana adaptacja: sugestie dotyczące strategii ochrony i działań z nią związanych

Jeśli chodzi o ochronę różnorodności gatunkowej, największe wyzwanie, narzucane przez klimat i inne aspekty zmian globalnych, stanowi kwestia utrzymania różnorodności biologicznej w okresie gwałtownych zmian przy pomocy ustalonych strategii o określonym zasięgu, zazwyczaj ograniczonym do terenów objętych ochroną (Hagerman i Chan 2009).

Zasadniczym elementem reakcji na skutki zmiany klimatu są zarówno strategie adaptacji, jak i migracji gatunków, jednak najważniejsze strategie ochrony dotyczą adaptacji planowej. Patrząc na listę gatunków uwzględnionych w Konwencji Berneńskiej, programie Natura 2000, sieci Emerald, oraz na ogólne funkcjonowanie roślinności europejskiej, należy zastanowić się nad efektywnością istniejących strategii ochrony, rozważyć sposoby ich modyfikacji i adaptacji tak, aby były w stanie sprostać problemom narzucanym przez zmianę klimatu, a także rozważyć możliwości wprowadzenia nowych rozwiązań.

Najważniejszymi możliwościami w zakresie planowej adaptacji, jakie zostały zaproponowane są:

1. Wzmacnianie, usprawnianie i poszerzanie zakresu istniejącego systemu obszarów chronionych.
2. Wzmacnianie środków ochrony różnorodności gatunkowej poza obszarami prawnie chronionymi.
3. Zapewnienie występowania możliwie największego zróżnicowania genetycznego wśród poszczególnych populacji gatunków docelowych występujących na obszarach chronionych.
4. Zapewnienie możliwości przepływu genów na przestrzeni różnych populacji danego gatunku.
5. Zwiększanie ochrony *in situ* na poziomie gatunkowym poprzez zarządzanie programami ochrony i odzyskiwania gatunków.

6. Ochrona *inter situ* / ponowne wprowadzenie gatunków
7. Wzmacnianie sposobów ochrony *ex situ* takich jak banki nasion, ogrody botaniczne.
8. Odbudowa siedlisk

Zaproponowano również bardziej innowacyjne sposoby jak np.: mikro-rezerwaty roślin, migracja przy udziale człowieka, a także przyjęcie strategii bioregionalnej lub krajobrazowej.

7.1. Kontekst

Kontekst ochrony roślin w Europie określany jest przez Konwencję Berneńską, Dyrektywę Siedliskową UE²¹, Globalną Strategią Ochrony Roślin (ang. Global Strategy for Plant Conservation - GSPC) przyjętą przez Konwencję o Różnorodności Biologicznej (ang. Convention on Biological Diversity – CBD) oraz Europejską Strategią Ochrony Roślin (2008 - 2014) (*Planta Europa 2008*), jak również przez regulacje prawne na poziomie krajowym. Europejska Strategia Ochrony roślin została przyjęta przez Stały Komitet Konwencji Berneńskiej w listopadzie 2008. Strategia ta ma istotne znaczenie, ponieważ została ona opracowana dla 16 celów wytyczonych w Strategii Globalnej z uwzględnieniem specyficznych dla Europy celów i działań wytyczonych dla poszczególnych celów globalnych²². W przeciwieństwie do rozważanej obecnie Strategii Globalnej, strategia europejska uwzględnia problem nadchodzącej zmiany klimatu. Wyznaczone cele mają określone ramy czasowe i mają zostać osiągnięte do roku 2014. Najistotniejszymi, z punktu widzenia niniejszego raportu, celami są cele nr 4 i 5: Ochrona regionów ekologicznych i obszarów istotnych dla roślin, oraz 7 i 8: Ochrona gatunków zagrożonych, a także 10: Inwazyjne gatunki obce.

Wykorzystywanie czasowo ograniczonych celów w kwestii ochrony różnorodności biologicznej jest rozpoczęto stosunkowo niedawno. Do chwili obecnej poczyniono niewielkie wysiłki, aby przedyskutować koncepcje wytyczania celów w zakresie ochrony gatunkowej, czy też krytycznie ocenić proces wytyczania tych celów (*Maltby i in. 2006*). Istotną kwestię stanowi zagwarantowanie, że wyznaczone cele są jasne i jednoznacznie zrozumiałe, przy jednoczesnym uwzględnieniu trudności występujących podczas definiowania różnorodności biologicznej w sposób precyzyjny i mierzalny (*Heywood, 2006*).

Najnowszy raport dotyczący postępów w osiąganiu celów wytyczonych przez GSPC (CBD 2009), naświetla określone trudności, jakie można napotkać podczas realizacji poszczególnych celów, a które spowodowane są początkowym brakiem jasnych definicji i niemożnością ustalenia poziomu wyjściowego badań.

7.2 Obszary chronione

Wyznaczanie systemu obszarów chronionych stanowi główną koncepcję strategiczną w zakresie ochrony różnorodności gatunkowej w większości krajów. Zmiany klimatyczne narzucają konieczność odwoływania się do takich koncepcji, jako głównego narzędzia ochrony różnorodności biologicznej *in situ* (*Spalding i Chape, 2008*). Skuteczność wytyczania obszarów chronionych jako długoterminowej strategii ochrony różnorodności biologicznej zaczyna być kwestionowana, w związku z czym rozpoczęto prowadzenie badań mających na celu ocenę tej skuteczności (np. *WWF 2004*). Proste narzędzie obserwacji na poziomie ochrony siedlisk, które

²¹ Konwencja Berneńska oraz Dyrektywa Siedliskowa mają identyczne cele – obydwie są międzynarodowymi instrumentami prawnymi zwróconym w kierunku ochrony dzikiej flory, fauny i siedlisk. Natura 2000 oraz Sieć Emerald są obszarami centralnymi Pan-europejskiej Sieci Ekologicznej (ang. PEEN)

²² Raport na Temat Ochrony Roślin (*CBD 2009*), sprawozdanie na temat postępu we wdrożeniu GSPC, mówi, że “Mimo znaczącego postępu dla ośmiu z szesnastu celów, dotychczas poczyniono niewielki postęp w osiągnięciu innych celów...”.

ma ułatwić ocenę skuteczności zarządzania terenami chronionymi, zostało opracowane przez WWF i projekty Banku Światowego projektów (*Stolten i in. 2003*).

7.2.1 Obecna sytuacja

W dynamicznie zmieniającym się świecie, obszary chronione pozostają niezmiennie. Sposób w jaki są one obecnie wytyczone uniemożliwia im obronę przed szeroko zakrojonymi zmianami w rozmieszczeniu występowania poszczególnych gatunków czy ekosystemów, co stanowi poważny problem (*Lee i Jetz, 2008*). Obszary chronione nie przemieszczają się, choć robią to niektóre z ich komponentów, czy to w obrębie tych obszarów, czy te na zewnątrz. Nawet przy założeniu, że posiadające zdolność przetrwania zbiorowiska ekologiczne będą się osiedlać na terenach, do których będą migrować gatunki z obszarów objętych ochroną, to nie będą mieć dalej żadnego statusu ochrony tak, więc cały prawny, społeczny, polityczny, naukowy i finansowy proces wytyczania rezerwatów będzie musiał zostać rozpoczęty na nowo (*Heywood, 2009b*).

Posiadająca 53 000 obszarów chronionych, reprezentujących około 17% całej powierzchni kontynentu (*Crofts, 2008*), Europa posiada jeden z najbardziej rozbudowanych i zróżnicowanych systemów obszarów chronionych na świecie. System ten z jednej strony odpowiada wymaganiom stawianym na poziomie poszczególnych krajów, a z drugiej strony wymaganiom stawianym przez rozmaite porozumienia lub konwencje międzynarodowe i regionalne. Przykładami tych ostatnich może być Sieć Emerald przyjęta przez Konwencję Berneńską²³, sieć UE Natura 2000, Konwencja o ochronie środowiska morskiego i regionu przybrzeżnego Morza Śródziemnego przyjęta w ramach Konwencji Barcelońskiej oraz Konwencja Alpejska. W Europie istnieje więcej obszarów wpisanych na listę dziedzictwa światowego, listę rezerwatów biosfery UNESCO, czy też uwzględnionych w Konwencji Ramsarskiej, niż w jakimkolwiek innym obszarze.

Widać jednak wyraźnie, że nadal istnieją bardzo silne obawy mówiące, iż obecne rozmieszczenie obszarów chronionych nie obejmuje w wystarczającym stopniu obszarów istotnych z punktu widzenia różnorodności gatunkowej, zarówno w skali krajowej, jak i kontynentalnej. W Hiszpanii, przykładowo, opierając się na próbie obejmującej 2246 gatunków roślin dwuliściennych, 429 gatunków roślin jednoliściennych, 124 gatunki paprotników, 21 gatunków roślin okrytozalążkowych przeprowadzono badanie wykorzystujące analizę luk w celu określenia stopnia skuteczności reprezentacji gatunków roślinnych (i kręgowców) w istniejących iberyjskich obszarach chronionych (*Araújo i in. 2007*). Badacze dokonali wstępnej identyfikacji terenów, które powinny zostać włączone na listę istniejących w Hiszpanii i Portugalii obszarów chronionych w celu osiągnięcia pełnej reprezentacji różnorodności gatunkowej Półwyspu Iberyjskiego i wyliczyli, że „w optymistycznej wersji oceny reprezentacji poszczególnych gatunków na obszarach objętych ochroną (zaprojektowanych w celu zminimalizowania błędów pominięcia) przynajmniej 36 dodatkowych komórek wielkości 50 x 50 UTM jest niezbędnych w celu zagwarantowania pełnej reprezentacji wybranych gatunków lądowych roślin i kręgowców występujących na Półwyspie Iberyjskim. Blisko 72 % tych terenów jest niemożliwych do zastąpienia dla celów pełnej reprezentacji gatunków występujących w obrębie obszarów chronionych”.

Niepokojąca jest również jakość i skuteczność zarządzania siecią istniejących już obszarów chronionych oraz kwestia spełniania przez nie wytyczonych celów w zakresie ochrony różnorodności gatunkowej. Wiele obszarów chronionych w dalszym ciągu narażonych jest na skutki wywołane intensywną gospodarką rolną wspomaganą finansowo przez Wspólną Politykę Rolną UE oraz skutki projektów infrastrukturalnych mających na celu rozwój gospodarczy (*Croft 2008*). *Araújo (2009)* w swojej analizie obszarów chronionych i zmiany klimatu w Europie zauważa, że inicjatywa Natura 2000 nie jest niestety skuteczniejsza w

²³ Dla krajów członkowskich UE, miejsca sieci Emerald są miejscami sieci Natura 200: Albania, Azerbejdżan, Bośnia i Hercegowina, Bułgaria, Chorwacja, Cypr, Czechy, Estonia, Gruzja, Węgry, Łotwa, Liwa, "była Jugosłowiańska Republika Macedonii", Malta, Mołdawia, Norwegia, Federacja Rosyjska, Słowacja, Słowenia, Islandia, Polska, Rumunia, Serbia i Czarnogóra, Turcja, oraz Ukraina,

utrzymywaniu warunków klimatycznych odpowiednich dla gatunków ujętych w Dyrektywie Siedliskowej, niż otaczająca macierz. Spowodowane jest to częściowo występowaniem pośród obszarów objętych programem Natura 2000 rozległych terenów uprawnych.

Pierwszym kokiem, jaki należy podjąć jest zatem analiza efektywności zarządzania terenami obecnie chronionymi ze względu na różnorodność gatunkową (*Roe i Hollands, 2004*), szczególnie tych, należących do Sieci Pan-Europejskiej (Sieć Emerald i Natura 2000). Analiza ta ma na celu zapewnienie właściwej realizacji i egzekucji tych programów, utrzymanie funkcjonowania naturalnych procesów przebiegających w ekosystemach, podejmowanie stosownych działań mających na celu przywrócenie tych procesów, jeśli zostaną zniszczone, a także podejmowanie kroków mających na celu wzmocnienie i konsolidację terenów chronionych tam, gdzie to konieczne, oraz ocenę wymaganych kosztów.

7.2.2 Przewidywane skutki zmiany klimatu

Wpływ zmiany klimatu na obszary chronione w Europie wymaga zdecydowanie większej pracy na poziomie krajowym. Różne opracowania sugerują, że wiele obszarów objętych ochroną prawną doświadczy umiarkowanej lub znacznej utraty gatunków, niektóre z tych obszarów mogą zniknąć całkowicie, co doprowadzi do katastrofalnej utraty gatunków. Jednak dotychczas nie dysponujemy jednoznacznymi dowodami potwierdzającymi tę teorię. Istnieje zatem możliwość, że tereny te nie znikną, jednak stopień niepewności towarzyszący przewidywaniom dotyczącym skali i natężenia zmiany klimatu i innych zmian globalnych jest zbyt duży, aby dokonywać przewidywań. Oceny istniejących obecnie metod wyboru ochrony pod względem ich skuteczności w kwestii zabezpieczenia gatunków w kontekście zmieniającego się klimatu podjęli się *Araújo i in. (2004)*. Wykorzystali oni dane dotyczące rozmieszczenia występowania 1200 gatunków roślin i przeanalizowali dwa skrajnie różne schematy reakcji na zmianę klimatu: brak dyspersji i powszechną dyspersję. Wyniki wskazują, że wybrane rezerваты utracą około 6-11% gatunków w okresie około 50 lat. W badaniu dotyczącym potrzeb obszarów chronionych w czasie zmiany klimatu, *Hannah i in. (2007)* wykazali, iż ochrona prawna niektórych terenów może stanowić, istotną strategię ochrony, jeżeli sprawdzi się scenariusz umiarkowanych zmian klimatycznych, a także, iż podejmowanie wczesnych działań może okazać się skuteczniejsze i mniej kosztowne niż niepodjęcie lub opóźnienie podjęcia działań. Jednym z trzech badanych obszarów była Europa Zachodnia, a uzyskane w czasie badania wyniki wskazują, że ochrona prawna terenów jest skuteczna we wczesnych fazach zmiany klimatu, natomiast objęcie ochroną nowych terenów lub rozszerzenie obszarów obecnie chronionych zapewni ochronę w przyszłych dziesięcio- i stuleciach. W celu uzyskania bardziej szczegółowych informacji zachęcamy do lektury analizy przeprowadzonej przez *Araújo i in. (2009)*.

Na poziomie krajowym, spośród 32 siedlisk priorytetowych objętych w Wielkiej Brytanii Planem Działań na rzecz Różnorodności Gatunkowej, siedem zostało uznanych, na podstawie rozsądnych dowodów, za wysoko zagrożone bezpośrednimi skutkami zmiany klimatu. Należą do nich: siedliska górskie, wody stojące, tereny zalewowe i moczary, słone bagna, klify i zbocza nadmorskie, słone laguny i otwarte morza. Pięć z nich znajduje się w obszarze przybrzeżnym lub morskim. Kolejnych 14 zostało uznanych za tereny średnio zagrożone, a dalszych 11 uznanych zostało za tereny niskiego lub średniego ryzyka. Należy jednak pamiętać, że w wypadku 12 siedlisk priorytetowych zebrane dowody zostały ocenione jako „niedostateczne” (*Mitchel i in., 2007*)

Kwestie związane z przystosowaniem terenów objętych ochroną do zmieniających się warunków klimatu poruszane były przez kilku autorów (*Halpin 1997; Hannah 2003; Malcolm i Markham 2000; Hannah i Salm 2003; Lovejoy 2006; McNeely 2008; United States CSSP 2008*). Światowa Komisja IUCN ds. Obszarów Chronionych opublikowała istotną analizę, która wyszczególnia sposoby projektowania obszarów chronionych w zmieniającym się świecie

(*Barber i in., 2004*), poruszając kwestię ich zarządzania, udziału w finansowaniu, budowania potencjału oraz kwestię oceny skuteczności ich zarządzania.

Głównymi działaniami zaproponowanymi na obszarach chronionych są:

- Aktywna ochrona i zarządzanie obszarami chronionymi.
- Redukcja skutków wpływów antropogenicznych takich jak fragmentacja siedlisk czy zanieczyszczenie.
- Zwiększanie rozmiarów siedlisk poprzez rozszerzanie ich tam, gdzie to możliwe, na odpowiednie siedliska sąsiadujące.
- Poszerzanie istniejących obszarów chronionych o tereny, które zgodnie z prognozami będą odpowiednie klimatycznie.
- Zapewnienie odpowiedniej reprezentacji gatunków poprzez tworzenie portfolio poszczególnych typów ekosystemów
- Replikacja dokonywana poprzez utrzymywanie więcej niż jednego przykładu każdego ekosystemu
- Planowanie łączności sieci ekologicznych / siedlisk / ekosystemów /
- Tworzenie nowych obszarów chronionych.

Jeśli chodzi o terytorium Europy, stworzony przez *Huntley (2007)* i włączony do niniejszej serii raportów zawiera szereg zaleceń szczegółowych odnośnie strategii adaptacyjnych, które nie będą tu powtarzane.

7.2.3 Wskazówki dotyczące zarządzania obszarami chronionymi

Zmiana klimatu będzie mieć istotny wpływ nie tylko na obszary chronione, ale również na sposób zarządzania nimi i osoby zarządzające (*Schliep i in. 2008*). Jak zauważyli *Hagerman i Chan (2009)*, zarządcy obszarów chronionych zwykli wprowadzać procedury interwencyjne w minimalnym stopniu i będą zmuszeni powtórnie przeanalizować wytyczone cele w zakresie zarządzania, ze zwróceniem szczególnej uwagi na utrzymanie zdrowia ekosystemu, potrzebę ochrony gatunków docelowych, oraz gotowość do częstszych i niekiedy bardziej intensywnych działań interwencyjnych.

7.2.4 Reprezentacja gatunków zagrożonych na obszarach chronionych.

Jedną z podstawowych przyczyn tworzenia sieci obszarów chronionych jest zabezpieczenie siedlisk dla gatunków tam występujących, w szczególności jeśli są to gatunki rzadkie, zagrożone, lub mające szczególne znaczenie z ekonomicznego lub naukowego punktu widzenia, takie jak dziko rosnące, należące do tej samej rodziny, rośliny uprawne. Należy jednak pamiętać, że samo wyznaczenie obszarów chronionych nie gwarantuje zapewnienia ekosystemom stosownej ochrony w obrębie ich naturalnych granic. Wielu działaczy na rzecz ochrony przyrody dostrzega istotne znaczenie obszarów chronionych nie tylko dla ochrony ekosystemów i krajobrazów, ale także różnorodności występujących tam gatunków. Podejście to jest czasami określane mianem podejścia grubego filtra (ang. coarse filter approach). Należy jednak podkreślić, że wytyczanie obszarów chronionych nie gwarantuje stosownej ochrony gatunkom na nich występujących. Potrzebne jest, zatem opracowanie podejścia grubego filtra posiadającego formę odpowiednich środków ochrony gatunków docelowych.

Faktem pozostaje to, że jakość siedlisk położonych w obrębie terenów chronionych jest nierzadko wyższa niż tych położonych poza ich obrębem, które narażone są na zniszczenie spowodowane działaniami człowieka (*Huntley 2007*, por. również *Araújo 2009*), dlatego też tereny chronione zapewniają korzystne warunki siedliskowe dla utrzymania populacji

gatunków. Skuteczna ochrona poszczególnych gatunków zależy również od doboru właściwej próbki reprezentującej zróżnicowanie genetyczne populacji występujących na danym obszarze.

Do kwestii, jakie wymagają odpowiedzi, jeśli chodzi o gatunki objęte Konwencją Berneńską, należą:

- Czy obszary chronione zapewniają wystarczającą reprezentację wszystkich występującym na nich gatunkom?
- Którym z obszarów chronionych uda się utrzymać warunki odpowiednie dla gatunków obecnie na nich występujących?
- W jakim stopniu zapewniona reprezentacja gatunkowa stanowi przedstawienie pełnego zróżnicowania genetycznego danej populacji?
- Dla których obszarów udało się stworzyć odpowiednie plany odnośnie zarządzania / ochrony / odzyskiwania gatunków?

Gatunki uwzględnione w Załączniku I do Konwencji Berneńskiej (zmodyfikowanym przez Załącznik nr 6) muszą być reprezentowane na Specjalnych Obszarach Ochrony Siedlisk wchodzących w skład Programu NATURA 2000 utworzonego na podstawie Dyrektywy Siedliskowej i zaprojektowanego w celu „zapewnienia zwiększonej ochrony i kontroli rzadkich lub narażonych na wyginięcie gatunków roślin i zwierząt oraz ich siedlisk”. W przypadku programu NATURA 2000, zaproponowane obszary muszą przejść przez proces rygorystycznej oceny w celu sprawdzenia, czy spełniają one w wystarczającym stopniu istniejące potrzeby ochrony. Chodzi o to, aby określona sieć obszarów była w stanie zapewnić długoterminowe przetrwanie zarówno samym siedliskom, jak poszczególnym gatunkom, pod warunkiem, że zapewnione im zostaną odpowiednie środki ochrony. Proces podejmowania decyzji odnośnie wyboru poszczególnych miejsc jest odmienny w poszczególnych państwach członkowskich i zależy od wewnętrznych systemów administracyjnych (*CEC 2003*). Podczas gdy udało się poczynić znaczące postępy w kwestii implementacji sieci NATURA 2000, wyraźnie widać na podstawie Artykułu 17 Raportu dotyczącego Działań Implementacji Dyrektywy Siedliskowej (*Habitats Directive Article 17 Reports on Implementation Measures*) oraz na podstawie analizy oceny gatunków i siedlisk, oraz Artykułu 17 Webtool ELIONET, że w dalszym ciągu pozostaje wiele stosunkowo obszernych luk jeśli chodzi ocenę stanu siedlisk, planowanie zarządzania i implementacji, informacje dotyczące poszczególnych populacji w obrębie danego gatunku, oraz przygotowanie i implementację planów odzyskiwania i zarządzania gatunkami.

Do chwili obecnej, większość wysiłków na rzecz realizacji założeń Dyrektywy Siedliskowej koncentrowała się wokół ustanowienia Sieci NATURA 2000. Ten pierwszy filar dyrektywy ma na celu ochronę siedlisk naturalnych i siedlisk poszczególnych gatunków. Dyrektywa Siedliskowa obejmuje również drugi filar, który nawiązuje do ochrony gatunkowej. Dokument zawierający wytyczne dotyczące ochrony ścisłej gatunków zwierząt został opracowany w roku 2007. Dotychczas nie został opracowany dokument zawierający wytyczne dotyczące ścisłej ochrony roślin.

Oczywiste jest, że system obszarów chronionych w Europie nie obejmuje wielu zagrożonych gatunków, niezależnie od tego czy są one objęte Konwencją Berneńską, czy nie. Nawet w państwach posiadających dobrze rozwinięty system infrastruktury ochronnej, takich jak Hiszpania, szczegółowa analiza 596 najbardziej zagrożonych gatunków pochodzących z najnowszej Czerwonej Księgi (*Moreno 2008*) wskazuje, iż populacje 75% z nich, częściowo lub w całości, rozmieszczone są na terenach objętych ochroną, pozostałe 25% nie posiada żadnej ochrony siedlisk. Fakt ten nie wywołuje szczególnego zdziwienia, jako że ochrona odpowiedniej liczby populacji gatunków docelowych lub zbiorowisk roślinnych nie była wyznacznikiem podczas ustalania większości obszarów chronionych.

Ogólne wnioski wynikające z przeprowadzonych analiz mówią, iż w celu odpowiedniej realizacji istniejących założeń ustawowych, konieczne jest podjęcie bardziej intensywnych starań. Ponadto, należy postawić pytanie czy dostępne środki są wystarczające, aby w pełni objąć różnorodność gatunkową zagrożonych roślin zarówno na poziomie gatunkowym jak i siedliskowym (por. punkt 7.6.1)

7.2.5 Rola sieci siedliskowej

Koncepcja sieci ekologicznej lub siedliskowej jest jednym z najczęściej sugerowanych sposobów adaptacyjnych i nabiera coraz większego znaczenia zarówno w zakresie programów jak i podejmowanych działań na rzecz ochrony przyrody w całej Europie. Szczegółowa analiza sieci i korytarzy ekologicznych wyznaczonych w Europie przedstawiona jest w *Bennett i Mulongoy (2006)*. Utworzenie Pan-europejskiej Sieci Ekologicznej (ang. Pan Ecological European Network - PEEN) postrzegane jest jako jedna z kwestii priorytetowych w zakresie ochrony przyrody. Dwoma innymi sieciami europejskimi są : Transnarodowa Sieć Ekologiczna (Transnational Ecological Network TEN, wspólny projekt samorządów lokalnych w Wielkiej Brytanii, Holandii, Niemczech i Danii, koncentrujący się na ekosystemach wodnych i ekosystemach terenów podmokłych) oraz mający obejmować teren położony wzdłuż granicy wyznaczonej przez Żelazną Kurtynę - Zielony Pas (ang. Green Belt). Wiele państw europejskich opracowało lub jest w trakcie opracowywania własnych sieci ekologicznych takich jak Włosa Krajowa Sieć Ekologiczna (Italian National Ecological Network, REN) czy kilka innych sieci regionalnych takich jak Flamandzka czy Walońska Sieć Ekologiczna w Belgii, Projekt Continuum, mający na celu implementację sieci ekologicznej w rejonie Alp (*Kohler i in., 2008*), a także Kantabryjsko – Pirenejsko – Alpejskiego Korytarza Wielkich Gór, ciągnącego się we Francji i Hiszpanii.

Koncepcja sieci ekosystemów odpornych na warunki klimatu została opracowana stosunkowo niedawno (*Vos i in., 2008*). W Europie taką multilateralną inicjatywą mającą na celu ustanowienie mocniejszej (tzn. odpornej na warunki klimatu) sieci obszarów ekologicznych jest Paneuropejska Sieć Ekologiczna PEEN. Holandia rozpoczęła realizację podobnej sieci ekologicznej (Ecological hoofdstructur), która w założeniu ma być odporna na zmiany klimatu.

Raport Konwencji Berneńskiej dotyczący zmiany klimatu (*Rada Europy, 2008*) zawiera następujące zalecenie: „Sieci obszarów chronionych powinny być zabezpieczone wysokiej jakości strategią ochrony krajobrazu, która zapewni odpowiednią przepuszczalność i odpowiednie połączenie tych obszarów, dzięki czemu możliwe będzie wspomaganie przestrzennego rozmieszczenia poszczególnych gatunków poprzez zapewnienie :odskocznii” siedliskowych i gatunkowych i innych środków. Same tereny chronione nie będą w stanie zapewnić wystarczającej ochrony poszczególnym siedliskom i gatunkom. Kluczowym zadaniem będzie zapewnienie trwałej ochrony oraz odpowiednich strategii zarządzania istniejącymi obszarami chronionymi. W celu zapewnienia ich odpowiedniej efektywności konieczne jest wprowadzenie odpowiednich strategii i struktur zarządzania szerszym obszarom krajobrazowym, jako że w przeciwnym wypadku wiele gatunków nie będzie w stanie zareagować w odpowiedni sposób na zmianę klimatu, tak aby zapewnić sobie długoterminowe przetrwanie.

7.3 Mikro-rezerwaty roślin (ang. Plant Micro-Reserves - PMR)

Rezerwy na niewielką skalę, często określane mianem mikro-rezerwatów roślin, zostały utworzone w różnych częściach świata w celu zapewnienia ochrony zagrożonych gatunków, których rozmieszczenie jest zazwyczaj znacznie zdefragmentowane. W ciągu ostatnich 10-15 lat, dużym zainteresowaniem cieszyła się sieć mikro-rezerwatów roślin utworzona w rejonie Walencji w Hiszpanii (Tabela 7.2). Mikro-rezerwaty roślin w rozumieniu hiszpańskim są to niewielkie, obejmujące zazwyczaj mniej niż 1 lub 2 hektary, obszary chronione o dużym zagęszczeniu gatunków endemicznych, zagrożonych lub rzadkich. Mogą być one rozważane na terenach, na których roślinność ulega częstemu rozczłonkowaniu, a występujące na nich

populacje poszczególnych gatunków są zredukowane lub rozczłonkowane. Z uwagi na ich niewielki obszar oraz proste warunki prawne i łatwość w zarządzaniu, istnieje możliwość tworzenia mikro-rezerwatów roślin na wielu obszarach, oraz uzupełniania nimi większych, chronionych w bardziej konwencjonalny sposób terenów. Z drugiej jednak strony, skuteczność tego przedsięwzięcia w dłuższym okresie czasu pozostaje obecnie nieznana, w szczególności w kontekście zmiany klimatu.

Tabela 7.2 Hiszpańskie mikro-rezerwaty roślin (na podstawie *Laguna 2001* i <http://microreserve.blogspot.com/>)

Sieć mikro-rezerwatów roślin (ang. PMR) została zapoczątkowana przez Enrique Laguna z agencji środowiska (Conselleria de Medio Ambiente) samorządu lokalnego Walencji w Hiszpanii, a pierwszy mikro-rezerwat roślin został utworzony w 1997 r. Pod koniec roku 2008, Zbiorowość Walencji liczyła już 273 oficjalnie chronione mikro-rezerwaty roślin, stanowiące miejsce występowania populacji 1 625 roślin naczyniowych. 1 288 populacji 527 gatunków planowanych jest do monitoringu długoterminowego. Siedliska chronione są przy pomocy nakazów agencji środowiska. Plan zarządzania zakłada wyznaczenie kilku roślin priorytetowych w obrębie każdej PMR, które będą przeznaczone do działań ochronnych (spisy, projekty zarządzania gatunkami, wzmacnianie populacji – w razie potrzeby, itp.). Wszystkie PMR mają partycypować w podejmowaniu jedynie 2 rodzajów działań: spisie gatunków priorytetowych i zbieraniu nasion w celu umieszczenia ich w Banku Plazmy Zarodkowej Uniwersyteckiego Ogrodu Botanicznego w Walencji. Ponad 1050 populacji, należących do 450 taksonów zostało przeznaczonych do spisu i zbierania nasion. Obydwa rodzaje działań wyznaczonych dla wszystkich PMR są obecnie w fazie początkowej, a ich realizacja stanowi poważne wyzwanie na nadchodzące lata.

Mikro-rezerwaty roślin zostały utworzone w różnych częściach Hiszpanii, przede wszystkim na Minorce, a ich model jest wprowadzany również w innych państwach europejskich. Pilotażowa sieć mikro-rezerwatów roślin na zachodniej Krecie została założona w ramach programu UE LIFE-NATURE 2004 24 i miała na celu ochronę 6 endemicznych dla Krety gatunków (*Załącznik nr 2 do Dyrektywy Siedliskowej*) i jednego siedliska priorytetowego. 4 mikro-rezerwaty roślin utworzone zostały na terenie Lefka Ori, gdzie ochroną *in situ* objęte są *Hypericum aciferum*, *Bupleurum kakiskalae*, *Nepeta sphaciotica* oraz *Cephalanthera cucullata*, których występowanie ograniczone jest jedynie do tych terenów. Do innych ważnych interesujących roślin, występujących w obrębie mikro-rezerwatów roślin oraz posiadających w związku z tym pewien stopień ochronny, tak jak w przypadku mikro-rezerwatów roślin *Nepeta sphaciotica*, położonych na obszarze 4.8 ha, na szczycie Svourichti w górach Lefka Ori, na wysokości 2300m. 37 innych endemicznych lub zagrożonych gatunków roślin występujących na tym terenie również uzyskało pewien stopień ochrony (*MAICH, 2005; Fournaraki i Gotsiou 2007*). Jednym z gatunków docelowych był uwzględniony w *Załączniku nr 1 Phoenix theophrasti* – gatunek występujący w stanie dzikim, na plaży Preveli, spokrewniony z daktylowcem.

7.4 Ochrona gatunków poza obszarem chronionym

Parki narodowe i inne rezerwaty ochrony przyrody, które stanowią ogółem 12-13% powierzchni Ziemi, nie są w stanie samodzielnie zapewnić przetrwania gatunków i zbiorowisk ekologicznych, nawet bez wpływu przyspieszonych zmian globalnych. Dlatego też istotne jest, aby obszary poza sieciami rezerwatów narodowych były zarządzane w sposób, który pozwoliłby na zachowanie jak największej różnorodności biologicznej. Ochrona *in situ* różnorodności biologicznej poza obszarami chronionymi, tam gdzie ma ona najczęściej miejsce, jest poważnie niedocenianym aspektem ochrony różnorodności biologicznej i ze względu na globalne zmiany, musi zostać jej poświęcone więcej uwagi ze strony krajów i organów ds. ochrony przyrody. Zgodnie z tym, co twierdzi *McNeely (2008)*, „uwzględnwszy jakikolwiek realistyczny scenariusz dotyczący przyszłości, obszary objęte ochroną nie będą w stanie same utrzymać różnorodności biologicznej planety, o ile tereny i wody znajdujące się poza systemem obszaru

²⁴ „CRETAPLANT – sieć pilotażowa Mikro-Rezerw Roślinnych Krety Zachodniej (LIFE04/NAT/GR/000104) (<http://cretaplant.biol.uoa.gr>).

chronionego nie będą zarządzane w sposób pozwalający na osiągnięcie celów ochrony obszarów chronionych”.

Formalne systemy obszarów chronionych mogą zostać uzupełnione szeroką gamą pośrednich środków, dzięki czemu może być zapewniony pewien stopień ochrony gatunków, np. w formie umów ograniczających poziom eksploatacji lub zdefiniowanie zagrożeń. Takie inicjatywy mogą być publiczne lub prywatne i polegają m.in. na:

1. Wspieranie ochrony, zarówno dobrowolne jak i prawne, włącznie z umowami, kredytami, partnerstwem, z lub bez zachęt finansowych lub podatkowych
2. Programy motywacyjne
3. Lokalne strategie ochrony
4. Publiczne i prywatne formy współpracy w celu ochrony

Ochrona obszarów zewnętrznych została wdrożona z różnym powodzeniem w różnych częściach świata, np. w Australii, Brazylii, Chinach, Kostaryce, Meksyku, Afryce Południowej i USA. Obejmuje ona lasy produkcyjne, obszary rolnicze i miejskie, pobocza, korytarze transportowe, (Heywood 2009). W Europie przyjęto różne rodzaje polityki agro-środowiskowej, najbardziej znaną jest ta dotycząca przeznaczania 10% każdej farmy UE na cele środowiskowe. Pomimo, iż działanie to miało na celu stanowić mechanizm kontrolny nadprodukcji i było szeroko dyskutowane, przyniosło istotne korzyści siedliskom, buforując drogi wodne i tworząc zróżnicowanie terenu, zwłaszcza w uprawach zboża i okazało się szczególnie korzystne dla insektów i ptaków (Kleijn i Sutherland 2003; Van Buskirk i Will 2004). Badanie wpływu zmian klimatu na wprowadzanie różnorodności biologicznej za pomocą projektów agro-środowiskowych (Finch-Savage i in., 2007) wskazuje, że prawdopodobnie największy wpływ na różnorodność biologiczną mają skrajne wydarzenia i pośrednie skutki związane ze zmianami w rolnictwie.

Nie wiadomo, w jaki sposób takie projekty wpływają na Konwencję Berneńską, ale oczywistym wydaje się, że powinny one zostać lepiej zbadane jako część bioregionalnego lub obszarowego podejścia do planowania ochrony wymaganej ze względu na zmiany globalne.

7.5 Ochrona gatunków

Ochrona gatunków może być podjęta zarówno w formie *in situ* jak i *ex situ*.

7.5.1 Ochrona *in situ*

Ochrona gatunków *in situ* okazuje się zadaniem trudnym do zrealizowania (Heywood i Dulloo 2005; Heywood, 2005) *pomimo, iż jest ona wyraźnie nakazana przez Konwencję o Różnorodności Biologicznej w Art. 8 "... ochrona ekosystemów i naturalnych siedlisk oraz utrzymywanie i odzyskiwanie populacji gatunków mających szanse na przetrwanie w ich naturalnym otoczeniu, i, w przypadku gatunków udomowionych lub hodowlanych, w środowisku, w którym rozwinęły one swoje cechy charakterystyczne"*. Zostało to też określone w Globalnej Strategii KRB dotyczącej Ochrony Roślin przez obydwa cele vii, ochrona 60% zagrożonych gatunków na świecie, *in situ* oraz viii, 10% zagrożonych gatunków roślin włączonych do planów odzyskiwania i odbudowy, choć postęp prac w zakresie tych celów jest niewielki, częściowo z powodu braku dokładnego określenia działań potrzebnych do ich osiągnięcia. Na poziomie europejskim, Europejska Strategia Ochrony Roślin (wspierana przez Stałą Komisję Konwencji Berneńskiej), cel 7.1 to: *60% gatunków roślin i grzybów europejskiego priorytetu ochrony... chronione in situ do roku 2014...*

7.5.2 Kontekst Konwencji Berneńskiej

Dwa podstawowe i komplementarne elementy zarówno Dyrektywy Siedliskowej jak i Konwencji Berneńskiej to ochrona siedlisk i gatunków. Podczas gdy w kwestii ochrony siedlisk odnotowano znaczące postępy, ochrona gatunków nie daje powodów do radości. W rzeczywistości bardzo trudno uzyskać dokładne i aktualne informacje o stopniu wdrożenia planów Konwencji Berneńskiej dotyczących ochrony i zarządzania. Raporty ze Sztrasburga z dnia 14 października (2004 T_PVS (2004) 11), dotyczące postępów poszczególnych państw w kwestii planów odzyskiwania, ochrony i zarządzania gatunkami objętymi Konwencją Berneńską, są niekompletne i niezbalansowane. Z raportów tych oraz z informacji zapisanej w Artykule 17 EIONET Webtool jasno wynika, jak powyżej, że duża liczba gatunków objętych Konwencją Berneńską/Dyrektywą Siedliskową nie jest objęta planami zarządzania ani odzyskiwania, a dla wielu innych plany takie są dopiero przygotowywane, a nie wdrażane.

Załącznik I Konwencji Berneńskiej zawiera listę „Ściśle Chronionych Gatunków Roślinności” i podlega okresowym poprawkom. Została ona uaktualniona Postanowieniem nr 6 (1998) Konwencji, w którym określono listę gatunków „wymagających szczególnych środków ochrony siedlisk”. Gatunki te zostały wybrane głównie zgodnie z Załącznikiem II Dyrektywy Siedliskowej, czyli stanowią gatunki „dobra społecznego, których ochrona wymaga wyznaczenia specjalnych obszarów ochronnych”. Dlatego, też główne wykorzystane kryteria związane były z ich statusem zagrożenia. Określone wymagane środki ochrony siedlisk to, przede wszystkim, włączenie ważnych miejsc do sieci Emerald w celu uwzględnienia tych gatunków (E. Fernández.Galiano osobisty wkład w vhh).

W Zaleceniu nr 30 (1991) dotyczącym ochrony gatunków w Załączniku I Konwencji (przyjętym przez Stały Komitet 6 grudnia 1991 roku) paragraf 4 mówi: *pilną kwestią powinno być sformułowanie i wdrożenie planów ochrony i odzyskiwania gatunków zagrożonych i w razie potrzeby, podatnych, wymienionych w Załączniku I, z pierwszeństwem działań ochronnych in situ*. W Zaleceniu nr 40 (1993) dotyczącym dopracowania planów ochrony i odzyskiwania gatunków z Załącznika I do konwencji (przyjętym przez Stały Komitet 3 grudnia 1993 roku) zalecane jest, aby Strony:

1. sformułowały i wdrożyły plany ochrony lub odzyskiwania dla niektórych zagrożonych lub wrażliwych gatunków endemicznych wymienionych w Załączniku I Konwencji dla których Strony uznają plany za korzystne;
2. sformułowały i wdrożyły plany ochrony lub odzyskiwania dla niektórych gatunków z Załącznika I zagrożonych lub podatnych we wszystkich lub części obszarów europejskich, takich jak te zamieszczone w załączniku do niniejszego zalecenia, które zostały określone jako wymagające planów ochrony lub odzyskania na terytorium kilku Stron Umowy;
3. informowały Stały Komitet o postępach w wyżej wymienionych planach, a także innych podobnych planach dotyczących innych gatunków roślin.

Załącznik do zalecenia zawiera 13 przykładów gatunków z Załącznika I określonych jako wymagające planów ochrony lub odzyskiwania:

*Botrychium
simplex Ligularia
sibirica Aldrovanda
vesiculosa L.
Coleanthus
subtilis Najas flexilis
Cypripedium calceolus
Liparis loeselii
Pulsatilla patens
Thesium ebracteatum
Saxifraga hirculus*

Trapa natans
Angelica palustris
Buxbaumia viridis

Raport dotyczący wdrażania Konwencji Berneńskiej w Hiszpanii (CoE 2006) stwierdza, że w kwestii gatunków poważnie zagrożonych, Hiszpańska Strategia dot. Ochrony i Ekologicznego Wykorzystania Różnorodności Biologicznej z 1999 roku wymienia na krajowej liście 149 gatunków, lecz jedynie 6 planów odzyskiwania zostało zatwierdzonych, a 14 jest w przygotowaniu.

Dalsze wdrażanie tych zaleceń nie jest pozbawione wad, dlatego w świetle poważnego zagrożenia ze strony zmian klimatycznych, zaleca się, aby uwzględnione kraje skontrolowały stan planów dotyczących odzyskiwania wymienionych przez nich gatunków i sformułowanie planów zarządzania lub odzyskiwania dla nieuwzględnionych dotąd gatunków. O ile owe działania mające na celu zapewnienie przetrwania zagrożonych gatunków nie zostaną natychmiast podjęte, gatunki te zagrożone będą wyginięciem lub ograniczeniem występowania, rodząc tym samym konieczność podjęcia dodatkowych działań w przyszłości w związku z przyspieszonymi zmianami klimatycznymi.

7.5.3 Reintrodukcja, ochrona *inter situ* i migracja gatunków z pomocą człowieka

Poza wzmocnieniem populacji gatunków w ramach programu ochrony, różne stopnie reintrodukcji gatunków do siedlisk zostały podjęte wobec zagrożonych gatunków roślin w Europie i prawdopodobnie zostaną jeszcze podjęte na większą skalę, gdyż liczba gatunków zagrożonych wyginięciem na skutek zmian klimatycznych wciąż rośnie. Reintrodukcja jest „celowym wprowadzaniem przez ludzi gatunków do obszaru i/lub siedliska z których zostały one wyeliminowane, z konkretnym celem utworzenia mającej szansę na przeżycie populacji w celu ochrony gatunku” (Maunder, 1992). Może polegać na umieszczeniu usuniętych gatunków w relatywnie nienaruszonym siedlisku lub może stanowić część odnawiania siedliska znajdującego się w gorszym stanie. Przyjmuje się ogólnie, że rośliny powinny być wprowadzane jedynie w miejscach gdzie wcześniej występowały, lub w typowych siedliskach w udokumentowanym zakresie gatunków.

Mimo, iż stosowanie na szeroką skalę reintrodukcji roślin w Europie w odpowiedzi na zmiany klimatyczne jest kuszącą perspektywą tak, jak każde celowe działanie człowieka, jest to eksperyment i musi zostać poddany szczegółowej ocenie i monitoringowi jeśli oczekiwane są znaczące rezultaty (Primack 1998) a demograficzna żywotność przemieszczonych populacji powinna zostać dokładnie oszacowana (Moritz 1999). Jest to też kosztowna i pracochłonna procedura, z małą gwarancją sukcesu.

Dotąd nie przeprowadzono żadnej ogólnej oceny skuteczności reintrodukcji roślin w Europie (lub gdziekolwiek indziej), a naukowo udokumentowanych reintrodukcji gatunków roślin przeprowadzono niewiele (Moritz 1999; Leinert 2004), a wiele z nich zostało przeprowadzonych przez organy ochrony przyrody, ogrody botaniczne oraz amatorów niemających odpowiedniego zaplecza naukowego, kontynuacji, monitoringu. Trudno jest zidentyfikować jakikolwiek udany eksperyment reintrodukcji (cf. Pavlik 1994). Przykładem udanej reintrodukcji jest prawdopodobnie ta dotycząca *Filago gallica* w Wielkiej Brytanii (Rich i in., 1999), chociaż w małych liczbach i w jednym miejscu.

Europejski projekt o nazwie TRANSPLANT²⁵ miał na celu określenie ryzyka wyginięcia i reintrodukcji gatunków roślin w podzielonej Europie. Jedną z trudności reintrodukcji roślin na poziomie europejskim jest niedostatek informacji na temat opracowań naukowych i najlepszych praktyk oraz dostępnego doświadczenia, które najczęściej nie jest opisywane w czasopiśmie

²⁵ TRANSPLANT – Ryzyko wyginięcia i reintrodukcji gatunków roślin w podzielonej Europie (FP5 –Zrównoważony rozwój, zmiany globalne i ekosystemy) (2000-03-01 - 2004-02-28)
http://www.euprojekt.su.se/index.php/kb_4/io_1315/io.html

naukowych lecz w szarej literaturze (*Godefroid i Vanderborght, 2009*). Badanie przeprowadzone pod patronatem ENSCONET wykazało, przy wykorzystaniu bazy danych ISI Web of Science, że w latach 1955-2009, w Europie, powstało jedynie 12 publikacji związanych z eksperymentami zajmującymi się reintrodukcją, podczas gdy w obszarze szarej literatury znalazły się informacje o projektach reintrodukcji, dla co najmniej 234 gatunków w 18 krajach europejskich (*Godefroid i Vanderborght, 2009* oraz *Godefroid wkład własny, czerwiec 2009*). Światowy internetowy rejestr reintrodukcji roślin jest opracowywany przez Amerykański Instytut Ochrony Roślin i planowana jest kontrola reintrodukcji, ich powodzenia i porażek, obietnic i rezultatów. Na poziomie krajowym, Włoskie Towarzystwo Botaniczne uruchomiło projekt, który ma na celu udokumentowanie reintrodukcji roślin i projektów odzyskiwania gatunków we Włoszech²⁶ w celu utworzenia krajowej bazy danych. Badanie wykazało, że podjęto się reintrodukcji 50 gatunków (*Rossi i Bonomi, 2007*)

Termin ochrona *inter situs*²⁷ został użyty w odniesieniu do reintrodukcji gatunków dla obszarów poza obecnym zakresem, lecz w obrębie znanego dawnego zakresu gatunków²⁷ (*Burney i Burney, 2009*). Kontrastuje on z terminem „migracji wspomaganej”, omówionym poniżej. Był stosowany z wyraźnym powodzeniem dla ochrony rzadkich roślin hawajskich, lecz nie został jeszcze zastosowany w odniesieniu do gatunków europejskich. Jest to procedura wiążąca się ze sporym ryzykiem.

7.6 Migracja/zasiedlanie przy udziale człowieka

W ostatnich latach, zauważyć można rosnące zastosowanie translokacji gatunków przy udziale człowieka w celu rozwiązania problemu niektórych gatunków, które nie do końca są w stanie odpowiednio szybko reagować na zmiany klimatyczne. Zwana także relokacją kontrolowaną (*Richardson i in., 2009*), migracja przy udziale człowieka (*McLachlan i in., 2007*) lub wspomaganym zasiedlaniem²⁸ (*Hunter 2007; Hoegh-Guldberg 2008*) i wspomaganą translokacją, zajmuje się wprowadzaniem gatunków (lub zespołów) na obszary, na których nie istniały one w ostatnich latach, np. nie będących obecnie w obrębie swoich „naturalnych” obszarów występowania. Działanie to jest zalecane w sytuacjach, gdzie częstotliwość zmian, obecność przeszkód i barier lub brak stałego odpowiedniego siedliska może zapobiec naturalnej migracji. Jest to złożona i potencjalnie kosztowna procedura, która powinna być poddana szczególnej ocenie pod względem kosztów i wykorzystywana jedynie w wyjątkowych sytuacjach.

Przemieszczanie gatunków w nowe środowisko jest, według *McLachlana i innych (2007)*, kwestią sporną i może wiązać się z istotnym ryzykiem (patrz też *Mueller i Hellmann, 2008*). Pomimo, iż zasadność wspomaganej migracji została potwierdzona przez różne organizacje i naukowców (*Dixon i Sharrock, 2009*), inni jednak, np. *Ricciardi i Simberloff (2009)*, są przeciwni tym działaniom uważając, że nie posiadamy jeszcze wystarczającej wiedzy na temat wpływu wprowadzania gatunków do nowych siedlisk, która pozwoliłaby na podejmowanie świadomych decyzji, które pozwoliłyby nam na przyjęcie takiego podejścia (patrz też *Campbell 2008*). *Hagerman i Chan (2009)* zwracają uwagę na fakt, że wspomagane zasiedlanie jest „sprzeczne z obecnymi zasadami kierowania rezerwatami, gdzie dokłada się wszelkich starań w celu niedopuszczania obcych gatunków. Niesie to też ze sobą istotne ryzyko, gdyż wprowadzane gatunki mogą stać się inwazyjne i wypierać inne ważne elementy ekosystemu”. Z

²⁶ www.societabotanicaitaliana.it Grupo di lavoro, Conservazione della Natura

²⁷ Zwykle niepoprawnie i niegrammatycznie zwane *inter situs*.

²⁸ To użycie różni się od *Blixta (1994)*, który stosuje je do hodowania gatunków przystosowanych do uprawy w gospodarstwach rolnych, zwane częściej ochroną „w gospodarstwie”.

²⁹ Hunter używa terminu *wspomagane zasiedlanie* w odróżnieniu od *wspomaganej migracji* „ponieważ wielu ekologów z zakresu zwierząt rezerwuje słowo *migracja* dla sezonowego przemieszczania się zwierząt [...] a także ponieważ prawdziwy cel translokacji wychodzi poza wspomagane rozmieszczenie w celu zapewnienia udanej kolonizacji, krok, który często wymaga rozległej gospodarki hodowlanej”.

drugiej strony, *Richardson i inni (2009)* uważają, że znaczenie takiego działania jako strategii ochronnej będzie rosło, w miarę postępowania globalnych zmian i według nich, nie należy uważać jej za ostatnią i jedyną deskę ratunku, lecz jako jedną z wielu możliwości. Zauważają, że wymagane może być podejmowanie decyzji bez posiadania pełnych informacji i twierdzą, że dużo wzajemnych i obciążonych wartościami rozważań dotyczących wspomaganej migracji wymaga bardziej inkluzyjnej strategii do ich oceny. Proponują „heurystyczne narzędzie łączące zarówno ekologiczne jak i społeczne kryteria w wielowymiarowej strukturze decyzyjnej”.

Migracja przy udziale człowieka jest, więc kwestią złożoną, uwzględniającą nie tylko rozważania naukowe, techniczne i gospodarcze, lecz także socjologiczne i etyczne. Wymaga solidnej i przemyślanej struktury polityki zanim zostanie wdrożona, jako metoda przeciwdziałania globalnym zmianom (*Hoegh-Guldberg 2008; Richardson i in., 2009*). W przypadku Europy, jednak, może okazać się korzystna w odniesieniu do gatunków wymienionych w Załączniku I Konwencji Berneńskiej, jednak jedynie po bardzo ostrożnej i szczegółowej ocenie potencjalnych zagrożeń i konsekwencji. Z pewnością automatyczne odrzucenie tego podejścia spowoduje wyginięcie niektórych gatunków. *Yesson i Culham (2006a)* zasugerowali to rozwiązanie w celu zapewnienia długoterminowego zachowania szeregu gatunków *Cyclamen* w oparciu o obecne zachowanie *ex situ* tego typu roślin w warunkach ogrodowych.

Jak już wspomniano, (Punkt 6), ogrody mogą w sposób niezamierzony pośredniczyć we wspomaganej migracji. *Van der Veken i in. (2008)* porównali rodzime obszary występowania 357 rodzimych europejskich gatunków roślin z ich obszarami komercyjnymi, w oparciu o zasobów 246 szkółek roślinnych w Europie i odkryli, że u 73% rodzimych gatunków północne granice komercyjnych obszarów wykraczały poza północne granice obszarów naturalnych, ze średnią różnicą wynoszącą ~ 1000 km. Według nich, „Przy częstotliwości migracji wymaganej do namierzania zmian klimatycznych na przestrzeni następnego stulecia wynoszącej ~ 0,1-5 km rocznie, oczekujemy, że szkółki i ogrody zapewnią istotny dobry początek dla migracji wielu rodzimych roślin. Podczas gdy biolodzy zajmujący się ochroną prowadzą aktywną dyskusję na temat konieczności zapewnienia „wspomaganej migracji”, oczywiste jest, że została już ona zastosowana dla dużej liczby gatunków”.

7.7 Komplementarność *Ex situ*

Po okresie, w którym ochrona *ex situ* była zbagatelizowana przez środowisko zajmujące się ochroną (z wyjątkiem agroróżnorodności biologicznej, w przypadku której jest to wciąż główna strategia) ochrona *ex situ* jest obecnie szeroko akceptowana jako coraz bardziej potrzebne uzupełnienie form ochrony *in situ* (*IUCN 2002; BGCI 2000*), zwłaszcza obszarów chronionych (np. *Abanades Garcia i in., 2007*). Głównymi formami ochrony *ex situ* dla roślin są banki nasion, lub polowe banki genów i żywe zbiory w ogrodach botanicznych i szkółkach leśnych. Główne cele ochrony *ex situ* podane są w Tabeli 7.3.

Tabela 7.3 Cele zarządzania *ex situ* (z IUCN 2002)

Osoby i placówki odpowiedzialne za kontrolę *ex situ* populacji roślin i zwierząt wykorzystają wszelkie dostępne zasoby i środki w celu zwiększenia ochrony i wartości praktycznych tych populacji, m.in.:

- 1) podnoszenie świadomości publicznej i politycznej i zrozumienia ważnych kwestii dotyczących ochrony i konsekwencji wymierania gatunków;
- 2) skoordynowane genetyczne i demograficzne zarządzanie populacją zagrożonych taksonów;
- 3) reintrodukcja i wsparcie dla dzikich populacji;
- 4) przywracanie i zarządzanie siedliskami;
- 5) długoterminowe przechowywanie genów i biomateriału w bankach;
- 6) wzmocnienie instytucjonalne i profesjonalne budowanie możliwości;
- 7) odpowiedni podział korzyści;
- 8) badania dotyczące kwestii biologicznych i ekologicznych istotnych przy badaniach *in situ*; oraz
- 9) zbieranie funduszy przeznaczonych na wyżej wymienione cele.

7.7.1 Banki nasion

Wiele Europejskich ogrodów botanicznych prowadzi banki nasion, tak jak w Jardín Botánico de Córdoba, w Hiszpanii²⁹, będącym Bankiem Plazmy Zarodkowej Środowiskowej Agencji Andaluzji (Banco de Germoplasma Vegetal Andaluz de la Consejería andaluza de Medio Ambiente) (*Hernández Bermejo, 2007*) który posiada ponad 7,000 zbiorów nasion lub diaspor, głównie nasion, ponad 1500 różnych gatunków roślin Andaluzyjskich i około 500 innych Iberyjskich gatunków endemicznych. Bank nasion Millennium Seed Bank of the Royal Botanic Gardens Kew w Wakehurst Place (Wielka Brytania)³⁰ jest największym na świecie bankiem nasion dzikich roślin. Zbiera i chroni 10% roślinności nasiennej świata, przede wszystkim ze stref jałowych do roku 2010 i posiada już nasiona wielu europejskich gatunków, w tym praktycznie wszystkie rodzime gatunki roślin nasiennych Wielkiej Brytanii.

Europa ma to szczęście, że posiada dobrze zorganizowaną sieć ochrony *ex situ* nasion gatunków roślin - ENSCONET (Europejska Sieć Ochrony Nasion Rodzimych³¹), na którą składa się 19 instytutów z 12 krajów europejskich. Dla obszaru zachodnio śródziemnomorskiego, GENMEDOC zapewnia międzyregionalną sieć banków nasion³². Dodatkowo utworzonych zostało kilka krajowych sieci *ex situ*, takich jak REDBAG (Red Española de bancos de germoplasma de plantas silvestres), hiszpańska sieć banków plazmy zarodkowej dzikich gatunków roślin oraz RIBES (Rete Italiana Bache dei Germoplasma per la conservazione *ex situ* della flora Spontanea Italiana)³³, włoska sieć banków nasion dla ochrony *ex situ* dzikich gatunków roślin.

ENSCONET opracował bazę danych roślin w zbiorach banku nasion uwzględnionych instytucji. Jego baza danych wynosi obecnie 39 704 zbiorów nasion, należących do ponad 9000 gatunków, przechowywanych w 27 instytucjach w Europie. Grupa instytucji (obejmujących pięć z sześciu europejskich regionów biogeograficznych) prowadzonych przez Królewskie Ogrody Botaniczne w Kew, utworzyła sieć w celu koordynowania i usprawnienia ich działań zgodnie z 6 Programem Ramowym UE.

Poza bankami nasion dzikich roślin, Europejski Program Ochrony Genetycznych Zasobów Roślin (ECP/GR) jest długofalowym programem współpracy dla ochrony genetycznych zasobów roślin w Europie, ze szczególnym uwzględnieniem roślin przeznaczonych na pożywienie i dla rolnictwa (lecz z uwzględnieniem dzikich plonów spokrewnionych). W ramach programu opracowany został Strategiczny Program Ramowy dla Wdrażania Zintegrowanego Systemu Europejskiego Banku Genów (ang. AEGIS) (ECPGR 2009). Nie określa on dokładnie (czyli też nie wyklucza!) banków nasion parków botanicznych i wydaje się logiczne, że powinniśmy zbadać, jak bardzo istniejące europejskie rolnicze i hortykulturalne banki genów są w stanie zwiększyć swoje zaangażowanie w ochronę dzikich gatunków (wiele z nich posiada już zbiory nasion dzikich plonów spokrewnionych) a także sprawić by ogrody botaniczne pracowały wraz z sektorem zasobów genetycznych roślin (*Heywood, 2009*).

7.7.2 Żywe zbiory ogrodów botanicznych

Ogrody botaniczne zaczynają odgrywać ważną rolę w ochronie europejskich roślin i tendencja ta będzie prawdopodobnie wzrastała podczas opracowywania strategii pozwalających na dostosowywanie się do zmian klimatycznych. Jak na swój rozmiar, Europa posiada nieproporcjonalnie liczby ogrodów botanicznych i szkółek leśnych (ok 800 na ponad 2400 na

30 W rzeczywistości jest to Bank Materiału Genetycznego Agencji Środowiskowej Andaluzji (Banco de Germoplasma Vegetal Andaluz de la Consejería andaluza de Medio Ambiente)

31 Millennium Seed Bank Project (MSBP) <http://www.kew.org/msbp/index.htm>

32 <http://www.ensconet.eu/>

33 <http://www.genmedoc.org/eng/progetto/presentazione.htm>

34 Rossi i in., (2005)

całym świecie), a w przeciągu ostatnich 10 lat zostało utworzonych kilka nowych ogrodów (patrz poniżej). Europejskie ogrody botaniczne tworzy Europejskie Konsorcjum Ogródów Botanicznych, składające się z przedstawicieli wszystkich krajów członkowskich UE, z Chorwacją, Islandią, Norwegią i Szwajcarią w roli obserwatorów. Konsorcjum opublikowało Plan Działania dla Ogródów Botanicznych w Unii Europejskiej (*Cheney i in., 2000*).

Zbiory *ex situ* ogrodów botanicznych mogą zostać użyte na wiele różnych sposobów mających związek z ochroną (*Maunder i in., 2004*). Mogą zostać wykorzystane do reprodukcyjnych wymagań biologicznych i rozwoju gatunków do wykorzystania we wzmocnieniu populacji, a także w dostarczaniu materiału w ramach części programów odzyskiwania gatunków lub próby reintrodukcji a także w przypadku przywracania siedlisk, które będą coraz częściej potrzebne ze względu na zmiany klimatyczne. Wyzwania i koszty utrzymywania żywych zbiorów roślin, w odróżnieniu od nasion, są znaczne tak, więc ich wartość dla ochrony długoterminowej jest ograniczona.

Lista BGCI europejskich gatunków zagrożonych (*BGCI 2009*) została zestawiona z bazą danych BGCI roślin kultywowanych w ogrodach botanicznych (PlantSearch) i bazą danych ENSCONET (Sieć Ochrony Europejskich Nasion Rodzimych) roślin chronionych w europejskich bankach nasion. Analiza wykazała, że 304 taksony wymienione w Konwencji Berneńskiej wydają się być zawarte w zbiorach ogrodów botanicznych. 62 z nich występuje jedynie w jednym zbiorze. Wcześniejsze badania dotyczące liczby gatunków objętych Konwencją Berneńską w europejskich ogrodach botanicznych wykazały, że na 119 europejskich ogrodów botanicznych w 29 krajach europejskich, 105 z nich kultywowało 308 z 573 zagrożonych gatunków roślin wymienionych w Konwencji (*Maunder i inni, 2001*). W ankiecie zidentyfikowano też 25 ogrodów botanicznych z 14 krajów, prowadzących 51 projektów ochrony gatunków skupionych na 27 gatunkach z listy berneńskiej. Zwraca ona też uwagę na fakt, że większość gatunków jest reprezentowanych przez małą liczbę zbiorów nasion i niewiele z nich ma znane dzikie pochodzenie. Ten, jak i pozostałe czynniki, takie jak słaba dokumentacja, znacznie ograniczają ich wartość dla celów ochronnych (*Laliberté 1997; Heywood 1999; Schoen i Brown 2001; Heywood 2009*). Długa żywotność roślin w uprawie to kolejny ograniczający czynnik: gatunki żyjące krótko są trudne w utrzymaniu i wymagać będą regularnej wymiany, procesu niepozbawionego ryzyka. Inne zagrożenia, które powinny zostać zminimalizowane przy prowadzeniu zbiorów w ogrodach botanicznych z zamiarem utrzymania genetycznej integralności i szans na przeżycie materiału, to strata różnorodności genetycznej, sztuczna selekcja, transfer patogenu i krzyżowanie.

Nawet trwałość ogrodu botanicznego powinna zostać wzięta pod uwagę: zgodnie ze wskazówkami *ex situ IUCN (2002)*, „Przed rozpoczęciem długoterminowego projektu *ex situ*, należy dokładnie przyjrzeć się jego instytucjonalnej wykonalności”. Niestety, w ostatnich latach wiele europejskich ogrodów botanicznych zostało zamkniętych lub ograniczono w nich kierownictwo naukowe.

Należy podjąć pilne działania w celu zebrania i przechowania zbiorów nasion większości gatunków Konwencji Berneńskiej, które obecnie nie są w zbiorach, czy to w postaci żywych roślin czy też nasion, oraz w celu poprawy jakości próbkowania tych już istniejących.

7.7.3 Zbiory ochronne w szkółkach leśnych

Wiele szkółek leśnych w Europie posiada duże zbiory drzew żywych i krzewów. Często występują one w formie próbek dużych populacji i dlatego są istotne dla ochrony i mogą być źródłem materiału do odnawiania siedlisk, wzmacniania populacji i odzyskiwania zagrożonych gatunków oraz innych celów służących ochronie, zwłaszcza w okresie przyspieszonych zmian klimatycznych.

7.7.4 Zagrożenie ze strony żywych zbiorów *ex situ* stających się źródłem dla gatunków inwazyjnych

Tak jak zostało ustalone powyżej, (Punkt 6), ogrody botaniczne były w przeszłości źródłem gatunków inwazyjnych, dlatego też, podczas prowadzenia kolekcji *ex situ*, ogrody botaniczne powinny przedsięwziąć odpowiednie środki w celu uniknięcia rozwoju roślin na dziko w przyszłości. Jedna z wytycznych IUCN w sprawie zarządzania populacjami *ex situ* mówi: „Wszystkie populacje *ex situ* powinny być zarządzane w taki sposób, aby ograniczyć ryzyko wydostania się roślin poza budynek hodowli, obszar wystawowy i badań. Taksony powinny zostać ocenione pod względem swoich możliwości inwazyjnych. Powinny zostać też podjęte odpowiednie kroki w celu uniknięcia ucieczki gatunków i ich naturalizacji”. Dobrowolny Kodeks Postępowania St Louis, opracowany po warsztacie dotyczącym „Łączenia ekologii i ogrodnictwa w celu zapobiegania inwazjom roślinnym”, który odbył się w 2001 roku w Ogrodzie Botanicznym w Missouri zawiera Kodeks Postępowania dla Ogródów Botanicznych i Szkółek Leśnych (2002)³⁴, który to został wdrożony w wielu ogrodach botanicznych w USA. Podczas kongresu EuroGardV w Helsinkach, w czerwcu 2009 roku, zaproponowano opracowanie podobnego kodeksu dla europejskich ogrodów botanicznych.

7.8 Realizacja

Większość strategii adaptacyjnych omówionych powyżej będzie wymagało znaczących nakładów finansowych i dużego wkładu ludzkiego. Nie ma jednak pewności, że nasze obecne struktury lub sposoby finansowania są wystarczające dla pokrycia bieżących potrzeb, a co dopiero dodatkowych potrzeb wynikających ze skutków zmiany klimatu i ich wpływu na różnorodność świata roślinnego. UE zauważyła już te potrzeby, a potwierdzeniem ich stał się fakt, iż nie udało się sprostać ich Celom milenijnym. Zaczynamy rozumieć potrzebę gospodarności w zakresie ochrony prawnej, ale ciągle brakuje nam udokumentowanych informacji na temat kosztów rozmaitych działań podejmowanych na rzecz ochrony przyrody. Jak zauważa *Heywood (2009b)*, „Koszty większości strategii na rzecz różnorodności gatunkowej nie zostały oszacowane tak, jakby ochrona przyrody funkcjonowała w środowisku zwolnionym z jakichkolwiek opłat. Co więcej, większość wydatków ponoszonych przez agencje środowiska rozmija się kwestiami priorytetowymi i wytycznymi w zakresie ochrony (*Halpern i in., 2006*)”. Nasza wiedza na temat kosztów realizacji rozmaitych działań podejmowanych na rzecz ochrony przyrody jest bardzo pobieżna: główny raport Komisji Europejskiej, *Ekonomia ekosystemów i różnorodności biologicznej (Komisja Europejska 2008)* pokazuje, iż „dane dostępne w obecnej chwili odnoszą się do zbyt małych, porozrzucanych tu i tam elementów przyrody”. Wspominano już wysokie koszty ochrony *Abies nebrodensis*, ale prawdopodobnie najdroższym pod względem kosztów ochrony gatunkiem europejskim jest niezapominajka darniowa (*Myosotis rehsteineri*), endemiczna nad jeziorem bodeńskim (Austria, Niemcy, Szwajcaria). Ochrona jej siedliska w Bregencji, w Austrii stała się tematem projektu LIFE-Nature, którego całkowity budżet wynosił : € 2 040 000,00, z czego wkład projektu Life wynosił €1 020 000.00! Widać zatem wyraźnie, że wydatki tej skali nie mogą być ponoszone na ochronę wielu gatunków o porównywalnym stopniu zagrożenia. Jeśli weźmiemy pod uwagę wzrost liczby gatunków zagrożonych, jaki zostanie spowodowany zmianą klimatu, a także koszty programów odzyskiwania gatunków, nie wspominając już o kosztach wzmacniania i rehabilitacji obszarów chronionych, a także strategii takich jak migracja przy udziale człowieka, jakie były proponowane dla celów kontroli lub eliminacji inwazyjnych gatunków obcych, wówczas poziom niezbędnych wydatków okaże się być zdecydowanie zbyt wysoki w kontekście obecnych priorytetów finansowych wyznaczonych w zakresie ochrony różnorodności gatunkowej.

Kolejnym, rzadko poruszonym tematem jest kwestia wystarczającej ilości instytucji, które są niezbędne do prowadzenia działań na rzecz ochrony przyrody. Poza personelem odpowiedzialnym za zarządzanie i prowadzenie systemu obszarów chronionych, liczba organów

35 www.centerforplantconservation.org/invasives/Download%20PDF/bga.pdf

działających na rzecz ochrony przyrody w Europie, posiadających odpowiednie kompetencje i wykwalifikowaną kadrę, jest bardzo ograniczona. Co więcej, jesteśmy dziś świadkami zamykania wydziałów botaniki na kilku europejskich uniwersytetach, a także ogrodów botanicznych i zielników. Sytuacja ta pogłębi jedynie braki odpowiednio wykwalifikowanego personelu i zwiększy koniczność polegania na pomocy amatorów (tam, gdzie można ich jeszcze spotkać!). Zaczynamy, więc doświadczać rozkwitu akademickiej teorii ochrony przyrody, której bardzo będzie jednak brakować „ubłoconych butów praktyków” niezbędnych do przeprowadzenia koniecznych działań w terenie.

8. WNIOSKI I ZALECENIA

Wszelkie dostępne dowody wskazują na wysokie prawdopodobieństwo poważnego wpływu zmian klimatycznych w XXI wieku na różnorodność roślin w Europie, zarówno na poziomie krajobrazu i ekosystemu, jak i na poziomie gatunków i populacji, wraz z wpływem innych globalnych zmian, takich jak wzrost i przemieszczanie populacji i zmiany w reżimie zaburzeń. Wpływ ten nie będzie równomierny, gdyż niektóre rejony doświadczą umiarkowanych zmian i wymiany gatunków, podczas gdy inne spotkać może poważne zaburzenie istniejących ekosystemów i ich zastąpienie przez nowe zespoły gatunków oraz utrata poważnych ilości rzadkich i zagrożonych obecnie gatunków w specjalnych środowiskach, takich jak góry. Wiele gatunków, które nie są aktualnie zagrożone ani nie widnieją w Czerwonych Księgach mogą być zagrożone zmianą klimatu, podczas gdy innym grozić może wyginięcie z powodu braku odpowiednich miejsc, w które mogłyby migrować. Pomimo tego, że udaje nam się opracowywać coraz bardziej zaawansowane narzędzia i procedury modelujące, migracja gatunków i zmiana siedlisk w skali lokalnej pozostają wciąż kwestiami nierozwiązanymi. Bardzo prawdopodobne jest, że znacząco wzrośnie liczba gatunków inwazyjnych, co będzie skutkowało poważnymi konsekwencjami dla poszczególnych siedlisk.

Pomimo, że Konwencja Berneńska, Dyrektywa Siedliskowa i poszczególne kraje poczyniły duże postępy w określaniu gatunków wymagających natychmiastowych działań polegających na ochronie siedlisk i tworzeniu ekologicznych sieci, wdrażanie jeszcze się nie zakończyło, zwłaszcza w kwestii zarządzania obszarami i ochrony na poziomie gatunków. Dlatego też, wymagane są poważne działania w celu usprawnienia działań ochronnych na wszystkich poziomach, tak abyśmy mogli lepiej przeciwdziałać skutkom zmian klimatycznych.

Wziąwszy pod uwagę, że dane podstawowe są wciąż niekompletne, np. w kwestii gatunków zagrożonych, identyfikacji i zasięgu inwazji, liczbie gatunków, dla których plany ochrony/zarządzania/odzyskiwania zostały wprowadzone, trudno jest określić odpowiednie cele działania.

Skuteczność sieci Natura 2000 i poziom zagrożenia wymienionych gatunków powinny podlegać ciągłej kontroli w miarę postępowania zmian klimatycznych, poprzez poważną ekspansję systemów monitorowania.

Zalecenia

Ogólne

1. Powinna zostać przeprowadzona ponowna ocena polityki ochrony. Powinna ona objąć skuteczność obecnych metod i uwzględnić nowe podejścia, zarówno dla obszarów chronionych jak i dla gatunków oraz równowagę pomiędzy tymi działaniami. Należy unikać ryzyka poświęcania zbyt dużej ilości naszej energii i wysiłków przeznaczonych na dyskusję o metodologiach i modeli kosztem praktycznych działań ochronnych.

2. Należy też przeanalizować koszt działań ochronnych i poczynić zalecenia do kontroli budżetów dotyczących różnorodności biologicznej na poziomie krajowym i regionalnym.

Badania podstawowe

3. Obszerna lista kontrolna roślinności Europejskiej powinna zostać ukończona, z wykorzystaniem bazy danych Euro+Med i wszystkich pozostałych dostępnych zasobów.
4. Różne próby (Alterra, BGCI, EEA, niniejszy raport) syntezy informacji o gatunkach zagrożonych powinny zostać zestawione w formie uzgodnionej listy/bazy danych.
5. Prawdopodobne skutki zmiany klimatu powinny zostać włączone do kryteriów oceny statusu zagrożenia gatunków w Czerwonych Księgach lub Listach i obecny stan Konwencji Berneńskiej i Dyrektywy Siedliskowej (i wszystkich pozostałych gatunków roślin Europejskich) powinien zostać ponownie przeanalizowany.
6. Stały Komitet Konwencji Berneńskiej może zechcieć skontrolować cele i zawartość obecnej listy gatunków w Załączniku I w świetle znacznie poszerzonej wiedzy na poziomie krajowym na temat statusu zagrożenia gatunków roślin i prawdopodobnego wpływu zmian klimatycznych.

Przewidywanie wpływu zmian klimatycznych

7. Modelowanie bioklimatu powinno zostać zastosowane, co najmniej w stosunku do wszystkich gatunków i krajów wymienionych w Konwencji Berneńskiej, a informacje zdobyte z opublikowanych badań modelowania powinny zostać zebrane tak, aby wyniki mogły być łatwo wyszukiwane według gatunków.
8. Modelowanie bioklimatyczne powinno być wsparte poprzez zastosowanie innych kryteriów identyfikacji taksonów podatnych na zmiany klimatu.

Obszary Chronione

9. Działania powinny skupiać się na zapewnieniu odpowiedniego zarządzania i monitoringu istniejących obszarów chronionych tak, aby pozostawały w jak najlepszym stanie zanim zmiany klimatyczne i inne się nasilą.
10. Należy przyjąć bardziej elastyczne podejście do obszarów chronionych i podjąć kroki w celu rozszerzenia i powielenia ich tam, gdzie to możliwe i wykonalne, oraz włączyć do planowania rezerwowego mozaiki, korytarze, sieci siedlisk i łączność.
11. Ważną kwestią jest ochrona poza obszarami chronionymi i powinny zostać przedstawione propozycje rozwoju rozwiązań dotyczących tych obszarów, takich jak służebność bierna, odłogowanie, programy zachęcające, lokalne strategie ochrony oraz publiczna i prywatna współpraca na rzecz ochrony.
12. Należy przeprowadzić ocenę skuteczności i zrównoważonego rozwoju Mikro-Rezerwatów Roślin (ang. PMR) w trakcie średniego i długiego czasu.

Ochrona gatunków *in situ*

13. Należy pilnie przeprowadzić kontrolę *in situ* potrzeb dotyczących ochrony wszystkich zagrożonych gatunków Europejskich, nie tylko tych objętych Konwencją Berneńską/Dyrektywą Siedliskową.
14. Należy przygotować oświadczenie dotyczące ochrony wszystkich zagrożonych gatunków i podjąć odpowiednie kroki w celu przyspieszenia przygotowań i wdrażania planów dotyczących działań ochronnych, zarządzania gatunkami i ich odzyskiwaniem.

15. Kraje powinny kontrolować stan planowania odzyskiwania gatunków dla swoich określonych gatunków i sformułować plany zarządzania lub odzyskiwania gatunków dla tych, które wciąż nie zostały jeszcze odzyskane.
16. Należy rozpatrzyć możliwość interwencji dotyczących zarządzania gatunkami w celu umożliwienia rozproszenia gatunków na odpowiednie obszary, np. rośliny klifowe i skalne (*Farris i in. 2009*).

Ochrona *in situ* i migracja z pomocą człowieka

17. Należy ocenić potrzebę *inter situs* i translokacji z pomocą człowieka gatunków zagrożonych wyginięciem oraz tych z małą szansą przeżycia z powodu zmiany klimatu, oraz sporządzić listę gatunków kandydujących.

Ochrona gatunków *ex situ*

18. Powinna być zauważona istotność utrzymywania odpowiednio wydzielonych zbiorów *ex situ* w formie nasion lub żywych zbiorów do szeregu zastosowań ochronnych oraz powinny zostać podjęte odpowiednie kroki w celu wzmocnienia i poprawy obszaru pokrycia i jakości istniejących banków nasion i zbiorów ogrodów botanicznych.
19. Należy pilnie podjąć działania w celu zebrania i przechowania większości dodatkowych gatunków objętych Konwencją Berneńską, które nie są obecnie objęte takimi zbiorami, zarówno w formie żywych zbiorów jak i nasion, oraz poprawy jakości pobierania próbek.

Gatunki inwazyjne

20. Ze względu na fakt, iż ogrodnictwo jest określane jako główna droga inwazji, *Kodeks Postępowania w Zakresie Ogrodnictwa i Inwazyjnych Gatunków Obcych* opracowany w ramach Konwencji Berneńskiej, powinien być szeroko zaadoptowany przez handel i przemysł ogrodniczy a Konsorcjum Europejskich Ogrodów Botanicznych powinno być zachęczone do przygotowania podobnego Kodeksu Postępowania dla ogrodów botanicznych w Europie.
21. Należy podjąć intensywne działania, aby zapobiec wprowadzeniu i zdomowieniu się nowych gatunków inwazyjnych poprzez zrozumienie wektorów i ścieżek, ocenę i analizę ryzyka, analiza horyzontalna w poszukiwaniu potencjalnych nowych gatunków inwazyjnych, systemy wczesnego ostrzegania, kodeks postępowania i strategię kontroli.

PODZIĘKOWANIA

Wiele osób wspaniałomyślnie udzieliło rad i posłużyło swoją wiedzą, m. in. Stefane Buord, Eladio Fernández Galiano, Sandrine Godefroid, Peter Wyse Jackson, Matthew Jebb, Carolina Lasen Díaz, Dominique Richard, Marc Roekaerts, Chris Yesson. Mój współpracownik Alastair Culham pomógł w tworzeniu działów dotyczących modelowania niszowego i przygotował Załącznik I, a także udzielił generalnego komentarza dotyczącego niniejszego raportu.

Bibliografía

- Abanades García, J.C. & al. 2007. *El Cambio Climático en España. Estado de Situación Documento Resumen Noviembre de 2007*. Informe para el Presidente del Gobierno elaborado por expertos en cambio climático. Presidencia del Gobierno, Madrid.
- Ahas R, Aasa A, Menzel A, Fedotova VG, Scheifinger H. 2002. Changes in European spring phenology. *International Journal of Climatology* 22: 1727–1738.
- Akçakaya, H.R., Butchart, S.H.M., Mace, G.M., Stuart, S.N. & Hilton-Taylor, C. 2006. Use and misuse of the IUCN Red List Criteria in projecting climate change impacts on biodiversity. *Global Change Biology*, 12: 2037-2043.
- Akeroyd, J.R. & Heywood, V.H. 2004. Regional Overview: Europe. In: Davis, S.D., Heywood, V.H. & Hamilton, A.C. (eds), *Centres of Plant Diversity. A Guide and Strategy for their Conservation*. Vol.1. WWF/IUCN IUCN Publications Unit: Cambridge, 39-54. (1994).
- Alcamo, J. (ed). 1994. *Image 2.0: Integrated Modelling of Global Climate Change*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Anderson, B.J., Akçakaya, H.R., Araujo, M.B., Fordham, D.A., Martinez-Meyer, E., Thuiller, W. & Brook, B.W., 2009. Dynamics of range margins for metapopulations under climate change. *Proceedings Of The Royal Society B-Biological Sciences*, 276: 1415-1420
- Andreu, J. & Vilà, M. 2009. Risk analysis of potential invasive plants in Spain. *Journal for Nature Conservation*, in press. doi:10.1016/j.jnc.2009.02.002
- Araújo, M.B., Cabezas, M., Thuiller, W, & Hannah, L. 2004. Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve selection methods. *Global Change Biology* 10: 1618–1626.
- Araújo, M.B., Lobo, J.M. & Moreno, J.C. 2007. The effectiveness of Iberian protected areas for conserving terrestrial biodiversity. *Conservation Biology* 21: 1423–1432.
- Araújo, M.B. & New, M., 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends In Ecology & Evolution* 22: 42-47.
- Araújo, M.B. 2009. Protected Areas and Climate Change in Europe. Report prepared by Professor Miguel B. Araújo, National Museum of Natural Sciences, CSIC, Madrid, Spain & ‘Rui Nabeiro’ Biodiversity Chair, CIBIO, University of Évora, Portugal. With contributions by Ms Raquel Garcia. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. Standing Committee, Strasbourg, 25 June 2009 T- PVS/Inf (2009) 10.
- Bakkenes, M., Alkemade, J.R.M., Ihle, F., Leemans, R. & Latour, J.B. 2002. Assessing effects of forecasted climate change on the diversity and distribution of European higher plants for 2050. *Global Change Biology*, 8: 390-407.
- Barber, C.V., Miller, K.R. & Boness, M. (eds) 2004. *Securing Protected Areas in the Face of Global Change: Issues and Strategies*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. Barnard, P. & Thuiller, W. 2008. Introduction. Global change and biodiversity: future challenges. *Biology Letters*, 4: 553-555.
- Barnosky, A.D. 2009. *Heatstroke: Nature in an Age of Global Warming*. Island Press, Barratt S.C.H. & Kohn, J.R. Genetic and evolutionary consequences of small population

- size Baselga, A. & Araújo, M. B. 2009. Individualistic vs community modelling of species distributions under climate change. *Ecography* 32: 55–65.
- Bässler, C., Förster, B., Moning, C., and Müller, J. 2008. The BIOKLIM Project: Biodiversity Research between Climate Change and Wilding in a temperate montane forest – The conceptual framework. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 7: 21-33.
- Beaumont, L.J., Gallagher, R.V., Thuiller, W. *et al.* (2009). Different climatic envelopes among invasive populations may lead to underestimations of current and future biological invasions. *Diversity and Distributions*, 15: 409-420
- Bennett, G. & Mulongoy, K.J. 2006. Review of Experience with Ecological Networks, Corridors and Buffer Zones. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Technical Series No. 23,
- Berry, P. 2007. Adaptation Options on Natural Ecosystems. A Report to the UNFCCC Secretariat Financial and Technical Support Division.
- Berry, P. 2008. Climate Change and the Vulnerability of Bern Convention Species and Habitats. *Report prepared by Dr Pam Berry.* Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. Standing Committee, Strasbourg, 16 June 2008 T-PVS/Inf (2008) 6 rev. [Inf06erev_2008.doc]
- Berry, P.M., Dawson, T.P., Harrison, P.A. and Pearson, R.G. 2002. Modelling potential impacts of climate change on the bioclimatic envelope of species in Britain and Ireland. *Glob. Ecol. Biogeogr.*, 11: 453-462.
- Berry, P.M., Jones, A.P., Nicholls, R.J. & Vos, C.C. 2007a Assessment of the vulnerability of terrestrial and coastal habitats and species in Europe to climate change, Annex 2 of Planning for biodiversity in a changing climate – BRANCH project Final Report, Natural England, UK.
- Berry, P.M., O’Hanley, J.R., Thomson, C.L., Harrison, P.A, Masters, G.J. & Dawson, T.P. 2007b. *Modelling Natural Resource Responses to Climate Change (MONARCH): MONARCH 3 Contract report.* UKCIP Technical Report, Oxford, UK.
- Best, A.S., Johst, K., Munkemüller, T. & Travis, J.M.J. 2007. Which species will successfully track climate change? The influence of intraspecific competition and density dependent dispersal on range shifting dynamics. *Oikos*, 116: 1531-1539.
- BGCI. 2000. *International Agenda for Botanic Gardens in Conservation.* Botanic Gardens Conservation International, Richmond, UK.
- BGCI. 2009. *Conserving Europe’s threatened plants.* Progress towards Target 8 of the Global Strategy for Plant Conservation. Botanic Gardens Conservation International, Richmond, UK
- Bierbaum, R., J.P. Holdren, M. MacCracken, R.H. Moss, and P.H. Raven. 2007. *Confronting climate change: Avoiding the unmanageable and managing the unavoidable.* United Nations Foundation and Sigma Xi.
- Blanca, G. and collaborators. 2001. *Flora amenazada y endémica de Sierra Nevada.* 410 págs. Junta de Andalucía-Universidad de Granada, Granada.
- BMU 2007. *Climate Change in the Alps. Facts – Impacts – Adaptation,* Liebing, L. (ed.). Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (BMU), Berlin.
- Bonaccorso, E., Koch, I., Peterson, A.T. 2006. Pleistocene fragmentation of Amazon species’ ranges. *Diversity and Distribution* 12:157-164.

- Breshears, D.D., Huxman, T.E., Adams, H.D., Zou, C.B. & Davison, J.E. 2008. Vegetation synchronously leans upslope as climate warms. *Proc Natl Acad Sci. USA* 105: 11591-11592.
- Broennimann O, Thuiller W, Hughes G, Midgley GF, Alkemade JMR, Guisan A: Do geographic distribution, niche property and life form explain plants' vulnerability to global change? *Global Change Biology* 2006, 12:1079-1093.
- Brooks, M.L., D'Antonio, C.M., Richardson, D.M. et al. 2004. Effects of invasive alien plants on fire regimes. *BioScience*, 54: 677–688.
- Buord, S. & Lesouëf, J.Y. 2006. *Consolidating Knowledge on Plant Species in Need for Urgent Attention at European Level*. Conservatoire Botanique National de Brest, Brest.
- Burney, D.A. & Burney, L.P. 2009. *Inter situ* conservation: opening a “third front” in the battle to save rare Hawaiian plants. *BGjournal* 6: 17–9.
- Busby, J.R. 1991. BIOCLIM - A Bioclimatic Analysis and Prediction System. In: Margules, C.R. & Austin, M.P. (Eds), *Nature Conservation: cost effective biological surveys and data analysis*. CSIRO, Canberra.
- Campbell A., Kapos V., Chenery A., Kahn, S.I., Rashid M., Scharlemann J.P.W. & Dickson B. 2008. *The linkages between biodiversity and climate change mitigation* UNEP World Conservation Monitoring Centre.
- Capdevila-Argüelles, L. & Zilletti, B. 2008. A Perspective on Climate Change and Invasive Species. *Report prepared by Ms Laura Capdevila-Argüelles & Mr Bernardo Zilletti*. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. Standing Committee, Strasbourg, 16 June 2008 T-PVS/Inf (2008) 5 rev. [Inf05erev_2008.doc]
- Carpenter, G., Gillison, A.N. & Winter, J. 1993. DOMAIN: A flexible modeling procedure for mapping potential distributions of animals and plants. *Biodiversity and Conservation* 2: 667-680.
- Castilla, N. 2002. Current situation and future prospects of protected crops in the Mediterranean region. *Acta Hort.* (ISHS) 582:135-147.
- CBD. 2009. *Plant Conservation Report. A review of progress in implementing the Global Strategy for Plant Conservation*. CBD Secretariat, Montreal.
- CBDF/AHTEG. 2009. Draft Findings Of The Ad Hoc Technical Expert Group on Biodiversity and Climate Change: [Http://Www.Cbd.Int/Climate/Meetings/Ahteg-Bdcc-02-02/Ahteg-Bdcc-02-02-Findings-Review-En.Pd](http://www.cbd.int/Climate/Meetings/Ahteg-Bdcc-02-02/Ahteg-Bdcc-02-02-Findings-Review-En.Pd)
- CEC 2002. Commission of the European Communities. *Commission Working Document on Natura 2000*. Brussels.
- CEC. 2007b. Commission of the European Communities. *Adapting To Climate Change In Europe – Options For EU Action*. Green Paper from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. 29.6.2007 Com(2007) 354 Final {Sec(2007) 849}, Brussels.
- Chazal & Rounsevell 2009. Land-use and climate change within assessments of biodiversity change: A review. *Global Environmental Change*, 19 : 306-315
- Chapman, A.D., Muñoz, M.E.S. & Koch, I. 2005. Environmental Information: Placing Biodiversity Phenomena in an Ecological and Environmental Context. *Biodiversity Informatics*, 2, , pp. 24-41
- Cheney, J., Navarrete Navarro, J. & Wyse Jackson, P. (eds.) 2000. Action Plan for

- Botanic Gardens in the European Union. National Botanic Garden of Belgium, Meise. (*Scripta Botanica Belgica* 19).
- Chmielewski, F.-M. 1996. The international phenological gardens across Europe: present state and perspectives. *Phenology and Seasonality* 1:19–23.
- Chmielewski, F.-M., Müller, A. & Bruns, E.. 2004. Climate change and trends in phenology of fruit trees and field crops in Germany , 1961–2000. *Agricultural and Forest Meteorology* 121 : 69–78. Chmielewski F-M, Rötzer T 2001: Response of tree phenology to climate change across Europe. *Agricultural and Forest Meteorology*, 108, 101-112.
- Chmielewski, F.-M. & Rötzer, 2002. Annual and spatial variability of the beginning of growing season in Europe in relation to air temperature changes. *Climate Research* 19: 257–264.
- Chytrý, M., Pyšek, P., Wild, J., Pino, J., Maskell, L.C. & Vilà, M. 2009. European map of alien plant invasions based on the quantitative assessment across habitats. *Diversity and Distributions* 15:98–107.
- Chytrý, M., Jarošík, V., Pyšek, P., Hájek, O., Knollová, I., Tichý, L. & Danihelka, J. 2008. Separating habitat invasibility by alien plants from the actual level of invasion. *Ecology* 89: 1541–1553.
- Chytrý, M., Chytrý, M., Pyšek, P., Tichý, L., Knollová, I. & Danihelka, J. 2005. Invasions by alien plants in the Czech Republic: a quantitative assessment across habitats., *Preslia* 77:339–354.
- Cieślak, E., Korbecka, G. & Ronikie. M. 2007. Genetic structure of the critically endangered endemic *Cochlearia polonica* (Brassicaceae): efficiency of the last-chance transplantation. *Botanical Journal Linnean Society* 155: 527 – 532.
- Cleland, E.E., Chuine, I., Menzel, A., Mooney, H.A., Schwartz, M.D. 2007. Shifting plant phenology in response to global change. *Trends in Ecology and Evolution* 22: 357–365.
- Council of Europe. 1997. Criteria for listing species in the appendices I and II of the Convention on the conservation of European Wildlife and Natural Habitats. Draft recommendation. Secretariat Memorandum prepared by the Directorate of Environment and Local Authorities. Council of Europe, Strasbourg.
- Council of Europe. 2004. Group of experts on the conservation of Plants. Valencia (Spain), 19 September 2004. National Reports. Council of Europe, Strasbourg.
- Council of Europe. 2006. Report on the implementation of the Bern Convention in Spain T-PVS/Inf 2006) 7 [Inf07e_2006.doc]. Council of Europe, Strasbourg.
- Council of Europe. 2008. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats.
- Recommendation No. 135 (2008) of the Standing Committee, adopted on 27 November 2008, on addressing the impacts of climate change on biodiversity. Council of Europe, Strasbourg.
- Crofts, R. 2008. Europe. In: Chape, S., Spalding, M. & Jenkins, M. 2008. *The World's Protected Areas*.
- Prepared by the UNEP World Conservation Monitoring Centre. University of California Press, Berkeley.
- Curnutt, J.L., 2000. Host-area specific climate-matching: similarity breeds exotics. *Biological Conservation*, 94: 341-351

- DAISIE. 2009. *Handbook of Alien Species in Europe*. Springer, Dordrecht.
- Davis, S.D., Heywood, V.H. and Hamilton, A.C. (eds) 1994. *Centres of Plant Diversity. A guide and strategy for their conservation*. Volume 1: *Europe, Africa, South West Asia and the Middle East*, xiv 578. WWF and IUCN. IUCN Publications Unit, Cambridge UK.
- de Chazal, J. & Rounsevell, M.D.A. 2009. Land-use and climate change within assessments of biodiversity change: A review. *Global Environmental Change* 19:306–315.
- Defila, C., & Clot, B. 2001. Phytophenological trends in Switzerland. *International Journal of Biometeorology*, 45: 203-207
- DEFRA. 2005. *Helping to prevent the spread of invasive non-native species. Horticultural Code of Practice*, DEFRA. <http://www.defra.gov.uk/wildlife-countryside/non-native/pdf/non-nativeecop.pdf>
- Dehnen-Schmutz, K. & Touza, J. 2008. Plant invasions and ornamental horticulture: Pathway, propagule pressure and the legal framework. In: Teixeira da Silva, J. A. (ed.), *Floriculture, Ornamental and Plant Biotechnology: advances and topical issues* pp 15-21. Global Science Books, Isleworth, UK,
- Del Arco, M. 2008. Consecuencias del cambio climático sobre la flora y vegetación canaria. In: Méndez Pérez, J.M. & Vázquez Abeledo, M. (Eds.), *El Cambio Climático en Canarias*. Academia Canaria de Ciencias. Serie Monografías N° 1: 79-100.
- Delanoë, O., Montmollin, B. de, Olivier, L. & the IUCN/SSC Mediterranean Islands Plant Specialist Group. 1996. *Conservation of Mediterranean Island Plants. 1. Strategy for Action*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- di Castri, F. 1989. History of biological invasions with special emphasis on the Old World.. In: Drake, J.A., Mooney, H.A., di Castri, F., Groves, R.H., Kruger, F.J., Rejmánek, M. & Williamson, M. (eds), *Biological Invasions: a Global Perspective* pp. 1–30. John Wiley and Sons, Chichester.
- Dirnböck, T., Dullinger, S. and Grabher, G. 2003. A regional impact assessment of climate and land-use change on alpine vegetation. *Journal of Biogeography* 30: 401–417.
- Dixon, K. & Sharrock, S. 2009. Botanic Gardens in an age of restoration. *BGjournal* 6: 3–5.
- Dudik, M., Phillips, S.J. and Schapire, R.E. 2004. Performance guarantees for regularized maximum entropy density estimation. *Learning Theory, Proceedings*, 3120: 472-486.
- Dudik, M., Phillips, S.J. and Schapire, R.E. 2007. Maximum entropy density estimation with generalized regularization and an application to species distribution modeling. *Journal of Machine Learning Research*, 8: 1217-1260.
- Duncan, R.P., Cassey, P. & Blackburn, T.M. 2009. Do climate envelope models transfer? A manipulative test using dung beetle introductions. *Proceedings Of The Royal Society B-Biological Sciences*, 276 (1661): 1449-1457
- Dunnett, N. & Kingsbury, N. 2004. *Planting Green Roofs and Living Walls*. Timber Press, Portland, Oregon. ECPGR 2009. A Strategic Framework for the Implementation of a European Genebank Integrated System (AEGIS). Bioversity International, Rome.
- EEA 2005. European Environment Outlook. EEA Report No 4/2005. EEA 2008. Impacts of Europe's changing climate. *EA Briefing 2008* 03.
- EEA/JRC/WHO. 2008. *Impacts of Europe's changing climate — 2008 indicator-based assessment*, EEA Report No 4/2008. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg http://reports.eea.europa.eu/eea_report_2008_4/en.

- EEA/JRC/WHO 2008. Impacts of Europe's changing climate — 2008 indicator-based assessment. *Joint report*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg
- Elith, J. & Graham, C.H. 2009. Do they? How do they? WHY do they differ? On finding reasons for differing performances of species distribution models. *Ecography*, 32: 66-77.
- Elith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P., Dudik, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R.J., Huettmann, F., Leathwick, J.R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L.G., Loiselle, B.A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J.M., Peterson, A.T., Phillips, S.J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R.E., Soberon, J., Williams, S., Wisz, M.S. and Zimmermann N.E. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29:129-151.
- Ellstrand, N.C. & Elam, C.D.R. 1993. Population Genetic Consequences of Small Population Size: Implications for Plant Conservation. *Annual Review of Ecology and Systematics* 24: 217-242.
- European Commission. 2008. *The Economics of ecosystems and biodiversity: An interim report*. European Commission, Brussels.
- Farris, E., Pisanu, S., Ceccherelli, G. & Filigheddu, R. 2009. Effects of the management regime on the performance of the endangered Mediterranean *Centaurea horrida* Badarò (Asteraceae). *Journal for Nature Conservation* 17: 15-23.
- Finch-Savage, W., Chandler, D., Collier, R., Dent, K., Grundy, A. and Skirvin. 2007. The impact of climate change on the delivery of biodiversity through agri-environment schemes Defra Project: AC0304 Final Report. Warwick HRI, Wellesbourne http://www2.warwick.ac.uk/fac/sci/whri/research/environmentandecology/climatechange/executive_summary.pdf
- Fitter, A.H. & Fitter R.S.R. 2002. Rapid changes in flowering time in British plants. *Science* 296, 1689-1691
- Fontaine, B., Bouchet, P., Van Achterberg, K., Alonso-Zarazaga, M.A., Araujo, R., Asche, M., Aspöck, U., Audisio, P., Aukema, B., Bailly, N., Balsamo, M., Bank, R.A., Barnard, P., Belfiore, C., Bogdanowicz, W., Bongers, T., Boxshall, G., Burckhardt, D., Camicas, J.-L., Chylarecki, P., Crucitti, P., Deharveng, L., Dubois, A., Enghoff, H., Faubel, A., Fochetti, R., Gargominy, O., Gibson, D., Gibson, R., Gómez López, M.S., Goujet, D., Harvey, M.S., Heller, K.-G., Van Helsdingen, P., Hoch, H., De Jong, H., De Jong, Y., Karsholt, O., Los, W., Lundqvist, L., Magowski, W., Manconi, R., Martens, J., Massard, J.A., Massard- Geimer, G., McInnes, S.J., Mendes, L.F., Mey, E., Michelsen, V., Minelli, A., Nielsen, C., Nieto Nafría, J.M., Van Nieuwerkerken, E.J., Noyes, J., Pape, T., Pohl, H., De Prins, W., Ramos, M., Ricci, C., Roselaar, C., Rota, E., Schmidt-Rhaesa, A., Segers, H., Strassen, R.Z., Szeptycki, A., Thibaud, J.-M., Thomas, A., Timm, T., Van Tol, J., Vervoort, W. and Willmann, R. 2007. The European union's 2010 target: Putting rare species in focus. *Biological Conservation*, 139: 167-185.
- Fournaraki, C. & Gotsiou, P. 2007. The significance of the flora from the Lefka Ori (White Mountains) in Crete, Greece and activities undertaken for its conservation 2007. *ENSCONEWS* 3: 20. García-Gallo, A., Wildpret de la Torre, W., Rodríguez Delgado, O., Perez de la Paz, P.L., León Arencibia, M.C., Suárez Rodríguez, C. and Reyes-Betancort, J.A. 1999. *Pennisetum setaceum* en las islas Canarias (Magnoliophyta, Poaceae). *Vieraea* 27: 133-158.
- Gassó, N., Sol, D., Pino, J., Dana, E.D., Lloret, F., Sanz-Elorza, M., Sobrino, E. & Vilà, M. 2009. Exploring species attributes and site characteristics to assess plant invasions in Spain. *Diversity and Distributions* 15: 50-58.

- Giannakopoulos, C., Bindi, M., Moriondo, M., LeSager, P. and Tin, T. 2005. Climate Change Impacts in the Mediterranean resulting from a 2^o C global temperature rise. A report for WWF. WWF, Gland.
- Godefroid, S. & Vanderborght, T. 2009. Plant reintroduction projects: the need for a European database. In: Lehvāvirta, S., Aplin, D. & Schulman, L. (Eds), *EuroGard V. Botanic Gardens in the Age of Climate Change*. P. 105. Botanic Garden of the University of Helsinki, Helsinki.
- Godefroid, S., Van de Veyer, A. and Vanderborght, T. 2009. Seed banking of species threatened by climate change: are we conserving the right species? A case study from Belgium. In: Lehvāvirta, S., Aplin, D. & Schulman, L. (Eds), *EuroGard V. Botanic Gardens in the Age of Climate Change*. P. 54. Botanic Garden of the University of Helsinki, Helsinki.
- Gordo, O. & Sanz, J.J. 2009. Long-term temporal changes of plant phenology in the Western Mediterranean. *Global Change Biology* 15: 1930–1948.
- Grabherr, G. 2009. Biodiversity in the high ranges of the Alps: Ethnobotanical and climate change perspectives *Global Environmental Change* 19: 167–172.
- Grabherr, G., 2003. Overview: Alpine vegetation dynamics and climate change—a synthesis of long-term studies and observations. In: Nagy, L., Grabherr, G., Körner, Ch., Thompson, D.B.A. (eds.), *Alpine Biodiversity in Europe* pp. 399–410. Springer, Berlin.
- Grabherr, G., Gottfried, M., Pauli, H. 2007. Alpine ecosystems and climate change.: facts and forecasts. In: *Climate Change in the Alps. Facts – Impacts – Adaptation* pp. 40–41. Federal Ministry Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (BMU), Berlin.
- Graham, C.H., Ron, S.R., Santos, J.C., Schneider, C.J. & Moritz, C. 2004. Integrating phylogenetics and environmental niche models to explore speciation mechanisms in dendrobatid frogs. *Evolution* 58:1781-1793.
- Gran Canaria Group. 2006. *The Gran Canaria Declaration II on Climate Change and Plant Conservation*.
- Cabildo de Gran Canaria, Jardín Botánico “Viera yClavijo” and Botanic Gardens Conservation International.
- Gregory, R.D., Willis, S.G., Jiguet, F., Voříšek, P., Klvaňová, A., van Strien, A., Huntley, B., Collingham, Y.C., Couvet, D. & Green, R.E.. 2009 An Indicator of the Impact of Climatic Change on European Bird Populations. *PLoS ONE* 4(3): e4678. doi:10.1371/journal.pone.0004678
- Greuter, W. 1991. Botanical diversity, endemism, rarity, and extinction in the Mediterranean area: an analysis based on the published volumes of Med-Checklist. *Bot. Chron.* 10: 63–79.
- Greuter, W. 1995. Extinctions in Mediterranean areas. In: Lawton, J.H. and May, R.M. (eds.), *Extinction Rates* pp. 88–97. Oxford University Press, Oxford.
- Greuter, W. 2001. Diversity of Mediterranean island floras. *Bocconea* 13: 55-64.
- Greuter, W., Burdet, H.M. & Long, G., eds. 1984, 1986, 1989. Med-Checklist. A critical inventory of vascular plants of the circum-mediterranean countries. Vols. 1,3,4. Conservatoire et Jardin Botaniques de la Ville de Genève and the Botanischer Garten & Botanisches Museum Berlin-Dahlem.
- Greuter, W. 2009. Med-Checklist. Vol. 2. Dicotyledones (Compositae). OPTIMA Secretariat, Palermo, Med- Checklist Trust of OPTIMA, Genève and Euro+Med

Plantbase Secretariat, Berlin

- Gritti, E.S., Smith, B., Sykes, M.T., 2006. Vulnerability of Mediterranean Basin ecosystems to climate change and invasion by exotic plant species. *J. Biogeogr.* 33 : 145–157.
- Guisan, A. & Thuiller, W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8:993-1009.
- Hagerman, S.M. & Chan, Kai MA 2009. Climate change and biodiversity conservation: impacts, adaptation strategies and future research directions. F1000 Biology Reports 1: 16 (doi: 10.3410/B1-16) The electronic version of this article is the complete one and can be found at: <http://F1000.com/Reports/Biology/content/1/16>.
- Halpern, B.S., Pyke, C.R., Fox, H.E., Haney, C., Schlaepfer, M.A. & Zaradic, P. 2006. Gaps and mismatches between global conservation priorities and spending. *Conservation Biology* 20: 56-64.
- Halpin, P.N. 1997. Global climate change and natural-area protection: management responses and research directions. *Ecological Applications* 7: 828–843.
- Hannah, L. 2003. Protected areas management in a changing climate. In: Bondrop-Nielsen, S. and Munro, N.W.P. , Nelson, G. Willison, J.H.M., Herman, T. and Eagles P. (eds), *Managing Protected Areas in a Changing World*. Proceedings of the Fourth International Conference on Science and Management of Protected Areas. 14–19 May 2000, Chapter 3..SAMPAA, Wolfville. Nova scotia.
- Hannah, L., Midgely, G., Anelman, S., Araújo, M., Hughes, G., Martinez-Meyer, E., Pearson, R. & Williams, P. 2007. Protected area needs in a changing climate. *Front. Ecol. Environm.* 5: 131–138.
- Hannah, L. & Salm, R. 2003 Protected areas and climate change. In: Hannah, L. & Lovejoy, T. (eds), *Climate Change and Biodiversity: Synergistic Impacts*, pp. 91–100. Conservation International, Washington, DC.
- Hardy, C.R. & Linder, H.P. 2005. Intraspecific variability and timing in ancestral ecology reconstruction: A test case from the Cape Flora. *Syst Biol*, 54:299–316.
- Harper, G. & Morris, L. 2007. Flowering and climate change – part I. *Sibbaldia* 4: 71–86.
- Harper, G. & Morris, L. 2007. Flowering and climate change – part II. *Sibbaldia* 5: 25–42.
- Harper, G.H., Mann, D.G. and Thompson, R. 2004. Phenological monitoring at Royal Botanic Garden Edinburgh. *Sibbaldia* 2: 33–45.
- Hawkins, B., Sharrock, S. & Havens, K. 2008. *Plants and Climate Change: which future?* Botanic Gardens Conservation International, Richmond, UK.
- Hellmann, J. J., J. E. Byers, B. G. Bierwagen, and J. S. Dukes. 2008. Five potential consequences of climate change for invasive species. *Conservation Biology* 22:534–543.
- Hennekens, S.M. & Schaminée, J.H.J. 2001. TURBOVEG, a comprehensive data base management system for vegetation data. *Journal of Vegetation Science* 12: 589-591.
- Hernández Bermejo, J.E. 2007. Jardines botánicos y bancos de germoplasma: La conservación *ex situ* frente a las perspectivas de una estrategia para la conservación de las plantas *Ambienta* April 2007, 40–464
- Hertig, E. & Jacobeit, J. 2008. Downscaling future climate change: Temperature scenarios for the Mediterranean area *Global and Planetary Change* 63: 127-131.
- Heywood, V.H. 1995. The Mediterranean flora in the context of world diversity. *Ecologia Mediterranea* 21: 11–18.

- Heywood, V.H. 1998. The Mediterranean region – a major centre of plant diversity. In: Heywood, V.H. (ed.), *Wild food and non-food plants: information networking. Proceedings of the second Medusa regional workshop on 'Wild food and non-food plants: information networking'* held on 1-3 may 1997 at Port el Kantaoui, Tunisia, 1998, *Cahiers Options Méditerranéens* Vol.3, pp. 5–15.
- Heywood, V.H. 1999. The role of botanic gardens in ex situ conservation of agrobiodiversity. In: Gass, T. Frese, L., Begemann, F. & Lipman, E. (eds), *Implementation of the Global Plan of Action in Europe – Conservation and Sustainable Utilization of Plant Genetic Resources for Food and Agriculture. Proceedings of the European Symposium, 30 June–3 July 1988, Braunschweig, Germany* pp. 102–107. International Plant Genetic Resources Institute, Rome.
- Heywood, V.H. 2003. The future of floristics in the Mediterranean Region. *Israel Journal of Plant Sciences*, 50 : S-5-S-13.
- Heywood, V.H. 2005. Master lesson: Conserving species in situ – a review of the issues. *Planta Europa IV Proceedings*. <http://www.nerium.net/plantaeuropa/proceedings.htm>
- Heywood, V. 2006. The role of targets in conservation. Chapter 1 in: Maltby, E., Linstead, C. & Heywood, V. (Eds), *Do Conservation Targets Help?* Second Sibthorp Seminar. The Sibthorp Trust, Liverpool.
- Heywood, V.H. 2009a. Sibbaldia guest essay: Botanic gardens and genetic conservation. *Sibbaldia* No. 7 (in press).
- Heywood, V.H. 2009b. The challenge of biodiversity conservation in the face of global change. In: *Proceedings of the 2nd World Scientific Botanic Gardens Congress: Challenges in Botanical Research and Climate Change, 20 June –4 July 2008, Delft, Netherlands*. (in press).
- Heywood, V.H. & Dulloo, M.E. 2006 [2005]. *In situ Conservation of Wild Plant Species – a Critical Global Review of Good Practices*. IPGRI Technical Bulletin No. 11. FAO & IPGRI. IPGRI, Rome.
- Heywood, V. & Brunel, S. 2009. *Code of Conduct on Horticulture and Invasive Alien Plants*. Nature and Environment No. 155. Council of Europe Publishing, Strasbourg.
- Hierro, J.L., Maron, J.L. & Callaway, R.M. (2005) A biogeographical approach to plant invasions: the importance of studying exotics in their introduced and native range. *Journal of Ecology* 93: 5–15.
- Hirzel, A.H., Helfer, V. and Metral, F. 2001. Assessing habitat-suitability models with a virtual species. *Ecological Modelling*, 145: 111-121.
- Hitchmough, J.D. 2008. *Climate change: new ecology and planting opportunities*. Talk to Plant Network conference Climate Change and Planting for the Future. <http://www.plantnetwork.org/proceeds/westonbrt2008/14hitchmough/slide00.htm>
- Hobbs, R.J.; Arico, Salvatore; Aronson, James; Baron, Jill S.; Bridgewater, Peter; Cramer, Viki A.; Epstein, Paul R.; Ewel, John J.; Klink, Carlos A.; Lugo, Ariel E.; Norton, David; Ojima, Dennis; Richardson David M.; Sanderson, Eric W.; Valladares, Fernando; Vilà, Montserrat; Zamora, Regino; Zobel, Martin; 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography*, 15:1-7.
- Hoegh-Guldberg, O., L. Hughes, McIntyre, S., Lindenmayer, D.B., Parmesan, C., Possingham, H.P. & Thomas, C. D. 2008. Assisted Colonization and Rapid Climate Change. *Science* 321: 345 – 346.

- Hoffmann, M.H., 2005. Evolution of the realized climatic niche in the genus *Arabidopsis* (Brassicaceae). *Evolution*, 9:1425-1436.
- Hugall, A., Moritz, C., Moussalli, A., Stanisic, J. 2002. Reconciling paleodistribution models and comparative phylogeography in the Wet Tropics rainforest land snail *Gnarosiphia bellendenkerensis* (Brazier 1875). *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 99:6112-6117.
- Hulme, P.E. 2007. Biological Invasions in Europe: Drivers, Pressures, States, Impacts and Responses. In: Hester, R. & Harrison, R.M. (eds), *Biodiversity Under Threat* pp. 55-79, *Issues in Environmental Science and Technology*, 2007, 25 Royal Society of Chemistry, Cambridge.
- Hulme, P.E., Bacher S, Kenis M, Klotz S, Kühn I, Minchin D, Nentwig W, Olenin S, Panov V, Pergl J, Pyšek P, Roques A, Sol D, Solarz W & Vilà, M (2008) Grasping at the routes of biological invasions: a framework to better integrate pathways into policy. *Journal of Applied Ecology*, 45:403-414,
- Hulme, P.E., Roy, D.B., Cunha, T. and Larsson, T.-B. 2009. A pan-European inventory of alien species: rationale, implementation and implications for managing Biological Invasions. In: DAISIE Handbook of Alien Species in Europe. 1–14. Springer, Dordrecht.
- Hunter, M.L. 2008. Climate change and moving species: furthering the debate on assisted colonization. *Conservation Biology*, 21 : 1356–1358.
- Huntley, B. 2007. Climatic change and the conservation of European biodiversity: Towards the development of adaptation strategies - FINAL VERSION - *Discussion paper prepared by Mr Brian Huntley*. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. Standing Committee, Strasbourg, 26 June 2007 T-PVS/Inf (2007) 3 [Inf03a_2007.doc]
- Ibáñez, I., Clark, J.S. and Dietze, M. 2008 Evaluating the sources of potential migrant species. Implications under climate change *Ecological Applications* 18 1664-1678.
- Ibáñez, I., Clark, J.S. and Dietze, M. 2009 Estimating performance of potential migrant species *Global Change Biology* 15 1173-1188.
- Ibáñez, I., Clark, J.S., Dietze, M.C., Feeley, K., Hersh, M., LaDeau, S., McBride, A., Welch, N.E. & Wolosin, M.S. 2006. Predicting biodiversity change: outside the climate envelope, beyond the species–area curve. *Ecology* 87:1896–1906.
- Ibáñez, I., Silander, J., Wilson, A.M., LaFleur, N., Tanaka, N. and Tsunama, I. 2009. Multivariate forecasts of potential distributions of invasive plant species. *Ecological Applications* 19: 359–375.
- IPCC 2007a. *IPCC Fourth Assessment Report. Working Group I. the Physical Science Base*. Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva.
- IPCC 2007b. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*. Cambridge University Press, Cambridge.
- IUCN. 2002. Technical Guidelines on the Management of Ex-situ populations for Conservation IUCN, Gland.
http://intranet.iucn.org/webfiles/doc/SSC/SSCwebsite/Policy_statements/IUCN_Technical_Guidelines_on_the_Management_of_Ex_situ_populations_for_Conservation.pdf
- IUCN. 2009. *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2009.1.
<www.iucnredlist.org>. Downloaded on 7 June 2009)
- Jalas, J. & Suominen, J. eds., (1972-1994) *Atlas Florae Europaeae: Distribution of Vascular*

- plants in Europe, Vol. 1-10. The Committee for Mapping the Flora of Europe and Societas Biologica Fennica Vanamo, Helsinki.
- Jardim, R. & Francisco, D. 2000 *Flora Endémica da Madeira*. Múchia, Funchal.
- Kadis, C., Kounnamas, C. & Georgiou, A. 2007. *Ex situ* conservation of the endangered endemic plants of Cyprus. *ENSCONEWS* 3: 18–19
- Kelly, A. & Goulden, M. 2008 Rapid shifts in plant distribution with recent climate change. *Proc Natl Acad Sci. USA* 105:11823–11826.
- Kettunen, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Pagad, S., Starfinger, U. ten Brink, P. & Shine, C. 2008. Technical support to EU strategy on invasive species (IS) - Assessment of the impacts of IS in Europe and the EU (Final module report for the European Commission). Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, Belgium. 40 pp. + Annexes, May 2008, (DG ENV contract).
- Kiehn, M., Lauerer, M., Lobin, W., Schepker, H. and Klingenstein, F. 2007. Grundsätzen im Umgang mit invasiven und potentiell invasiven Pflanzenarten in Botanischen Gärten des Verbandes Botanischer Gärten und der AG Österreichischer Botanischer Gärten.- *Gärtnerisch-Botanischer Brief* 169 (4): 39-41
- Kleijn, D. and Sutherland, W.J. 2003. How effective are agri-environment schemes in maintaining and conserving biodiversity? *Journal of Applied Ecology*, 40: 947-969
- Kohler, Y., Plassmann, G., Ullrich, A. & al. 2008. The Continuum Project: Establishing Ecological Networks throughout the European Alps. *Mountain Research and Development*. 28:168-172.
- Körner, C. 2005. The green cover of mountains in a changing environment. In: Huber, U.M., Bugmann, H.K.M. and Reasoner, M.A. (eds.), *Global Change and Mountain Regions*. Springer, Dordrecht.
- Kühn, I. Sykes, M.T., Berry, P.M., Thuiller, W., Piper, J.M., Nigmann, U., Araújo, M.B., Balletto, E., Bonelli, S., Cabeza, M., Guisan, A., Hickler, T., Klotz, S., Metzger, M., Midgley, G., Musche, M., Olofsson, J., Paterson, J.S., Penev, L., Rickebusch, S., Rounsevell, M.D.A.R., Schweiger, O., Wilson, E. and Settele, J. 2008. MACIS: Minimisation of and Adaptation to Climate Change Impacts on Biodiversity. *GAIA* 17/4: 393–395
- Kurto, A., Lampinen, R. & Junikka, L. (eds.) 2004: Atlas Florae Europaeae. Distribution of Vascular Plants in Europe. 13. Rosaceae (Spiraea to Fragaria, excl. Rubus). — The Committee for Mapping the Flora of Europe & Societas Biologica Fennica Vanamo, Helsinki.
- Kurto, A., Fröhner, S. E. & Lampinen, R. (eds.) 2007: Atlas Florae Europaeae. Distribution of Vascular Plants in Europe. 14. Rosaceae (Alchemilla and Aphanes). — The Committee for Mapping the Flora of Europe & Societas Biologica Fennica Vanamo, Helsinki.
- Laguna Lumbreras, E., 2001. *The microreserves as a tool for conservation of threatened plants in Europe*. Nature and environment, n° 121. Council of Europe Publishing, Bern
- Laliberté, B. 1997. Botanic garden seed banks/genebanks worldwide, their facilities, collections and network. *Botanic Gardens Conservation News* 2, 18–23.
- Lambdon P. W., Pyšek P., Basnou C., Hejda M., Arianoutsou M., Essl F., Jarošík V., Pergl J., Winter M., Anastasiu P., Andriopoulos P., Bazos I., Brundu G., Celesti-Grappow L., Chassot P., Delipetrou P., Josefsson M., Kark S., Klotz S., Kokkoris Y., Kühn I., Marchante H., Perglová I., Pino J., Vila M., Zikos, A., Roy D. & Hulme P., 2008, Alien

- flora of Europe: species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs. *Preslia*, 80: 101–149
- Lee, T.M. & Jetz, W. 2008. Future battlegrounds for conservation under global change. *Proc. Royal Soc.B: Biological Sciences* 275: 1261-1270.
- Lenoir, J., Gegout, J.C., Marquet, P.A., de Ruffray, P., Brisse, H. 2008. A Significant Upward Shift in Plant Species Optimum Elevation During the 20th Century. *Science*, 320(5884), 1768-1771. DOI: [10.1126/science.1156831](https://doi.org/10.1126/science.1156831)
- Lienert, J. 2004. Habitat fragmentation effects on fitness of plant populations – a review. *Journal for Nature Conservation* 12: 53–72.
- Lindenmayer, D., Hobbs, R.J., Montague-Drake, R., Alexandra, J., Bennett, A., Burgman, M. et al. 2008. A checklist for ecological management of landscapes for conservation. *Ecology Letters*, 11 : 78–91.
- Lionello, P., Platon, S. & Rodó, X. 2008. Preface: Trends and climate change in the Mediterranean region. *Global and Planetary Change* 63: 87–89.
- Lonsdale, W.M. 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invisibility. *Ecology*, 80: 1522–1536.
- Lord, T., Armitage, J. et al., 2009. *RHS plant finder 2009-2010* 23rd ed. Dorling Kindersley, London.
- Lorite, J., López, M.R. and Ruiz, M. 2003. Conservación de la Flora Amenazada de Sierra Nevada. *Conservación Vegetal* No. 8, 15–16. Lovejoy, T.E. 1980. A projection of species extinctions. In: Council on Environmental Quality (CEQ), *The Global 2000 Report to the President*, Vol. 2, pp. 328–331. CEQ, Washington DC
- Lumaret, R. & Jabbour-Zahab, R., 2009. Ancient and current gene flow between two distantly related Mediterranean oak species, *Quercus suber* and *Q. ilex*. *Annals of Botany* 104: 725-736
- MACIS. 2008. Minimisation of and Adaptation to Climate change Impacts on biodiversity. Deliverable 1.1: Climate change impacts on European biodiversity – observations and future projections. Authors Jörgen Olofsson, Thomas Hickler, Martin T. Sykes, Miguel B. Araújo, Emilio Baletto, Pam M. Berry, Simona Bonelli, Mar Cabeza, Anne Dubuis, Antoine Guisan, Ingolf Kühn, Heini Kujala, Jake Piper, Mark Rounsevell, Josef Settele and Wilfried Thuiller and MACIS Co-ordination Team. <http://www.macis-project.net/pub.html>
- Magri, D., Fineschi, S., Bellarosa, R., Buonamici, A., Sebastiani, F., Schirone, B., Simeone, M.C. & Vendramin, G.G., The distribution of *Quercus suber* chloroplast haplotypes matches the palaeogeographical history of the western Mediterranean. *Molecular Ecology*, 16: 5259-66
- MAICH 2005. Action A.4: Management plan for the micro-reserve of *Nepeta sphaciotica* on summit Svoirichti of Lefka Ori. (CRETAPLANT: A pilot network of plant micro-reserves in Western Crete – LIFE 04NAT_GR_000104).
- Maltby, E., Linstead, C. & Heywood, V. (eds), 2006. *Do Conservation Targets Help?* Second Sibthorp Seminar. The Sibthorp Trust, Liverpool.
- Malcolm, J.R. & Markham, A. 2000. *Global Warming and Terrestrial Biodiversity Decline*. A Report prepared for WWF. WWF, Gland.
- Martinez-Meyer, E., Peterson, A.T., Hargrove, W.W., 2004. Ecological niches as stable distributional constraints on mammal species, with implications for Pleistocene extinctions and climate change projections for biodiversity. *Glob Ecol Biogeogr* 13:305-

- Maunder, M. 1992. Plant reintroduction: an overview. *Biodiversity and Conservation* 1: 51–61.
- Maunder, M., Guerrant Jr., E.O., Havens, K. & Dixon, K.W. 2004. Realizing the full potential of *ex situ* contributions to global plant conservation. In: Guerrant Jr., E.O., Havens, K. and Maunder, M. (eds), *Ex Situ Plant Conservation. Supporting species survival on the wild*. Island Press, Washington DC.
- Maunder, M., Higgins, S. & Culham, A. 2001. The effectiveness of botanic garden collections in supporting plant conservation: a European case study. *Biodiversity and Conservation* 10: 383–401.
- McDougall, C., Ibanez, A. and White, S. 2005. Utilizing data from NOAA's observing systems to achieve environmental literacy. *Oceans 2005, Vols 1-3*: 2348-2355.
- McLachlan, J.S., Hellmann, J.J., & Schwartz, M.W. 2007. A framework for debate of assisted migration in an era of climate change. *Conservation Biology* 21: 297–302.
- McNeely, J.A. 2008. Protected areas in a world of eight billion. *GAIA* 17 Suppl. 1: 104–106.
- Menzel, A. 2000. Trends in phenological phases in Europe between 1951 and 1996. *International Journal of Biometeorology* 44: 76–81.
- Menzel, A. 2003. Europe. In: Schwartz, M.D. (ed.), *Phenology: an integrative environmental science*. Pp. 45–56. Kluwer Academic, Dordrecht.
- Menzel, A. & Fabian, P. 1999. Growing season extended in Europe. *Nature* 397: 659–659.
- Menzel, A., Sparks, T.H., Estrella, N., Koch, E., Aasa, A., Ahas, R., Alm-Kubler, K., Bissolli, P., Braslavská, O., Briede, A., Chmielewski, F.M., Crepinsek, Z., Curnel, Y., Dahl, A., Defila, C., Donnelly, A., Filella, Y., Jatczak, K., Mage, F., Mestre, A., Nordli, O., Penuelas, J., Pirinen, P., Remisova, V., Scheifinger, H., Striz, M., Susnik, A., Van Viet, A.J.H., Wielgolaski, F.-E., Zach, S., Zust, A. 2006. European phenological response to climate change matches the warming pattern. *Global Change Biology* 12:1969–76.
- Miller, C., Jettunen, M. & Shine, C. 2006. *Scope options for EU actions on invasive alien species (IAS)*. Final report for the European Commission, Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels.
- Miller-Rushing, A.J. & Primack, R.B. 2008. Global warming and flowering times in Thoreau's concord: a community perspective. *Ecology*, 89 : 332-341
- Mitchell, R.J. *et al.* 2007. England Biodiversity Strategy – Towards adaptation to climate change. <http://www.defra.gov.uk/wildlife-countryside/resprog/findings/ebs-climate-change.pdf>;
- <http://www.aef.org.uk/downloads//DEFRAClimateChangeMay2007.doc>
- Montmollin, B. de & Strahm, W. (Eds). 2005. *The Top 50 Mediterranean Island Plants: Wild plants at the brink of extinction, and what is needed to save them*. IUCN/SSC Mediterranean Islands Plant Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland & Cambridge.
- Moreno, J.C. (ed.) 2008. *Lista Roja 2008 de la Flora Vasculare Española*. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, y Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas, Madrid.
- Moritz, C. 1999. Conservation units and translocations: Strategies for conserving evolutionary processes. *Hereditas*, 130, 271–282.
- Mueller, J.M. & Hellmann, J.J. 2008. An assessment of invasion risk from assisted

- migration. *Conservation Biology* 22: 562-567.
- Nagy, L. & Grabherr, G. 2009. *The Biology of Alpine Habitats*. Oxford University Press, Oxford.
- Newton, A. and Oldfield, S., 2008. Red Listing the World's Tree Species: A Review of Recent Progress. *Endangered Species Research*, 6 : 137-147.
- Nix, H.A. 1986. A Biogeographic Analysis of Australian Elapid Snakes. In: Longmore, R, (ed.), *Australian Flora and Fauna Series Number 7: Atlas of Elapid snakes of Australia*: Australian Government Publishing Service, Canberra. 4-15.
- Nogués-Bravo, D., Araújo, M.B., Erra, M.P. & Martínez-Rica, J.P. 2007. Exposure of global mountain systems to climate warming during the 21st Century. *Global Environmental Change* 17: 420–428.
- Nogués-Bravo, D., Araújo, M.B., Lasanta, T. & López Moreno, J.I. 2008. Climate change in Mediterranean during the 21st Century. 2008. *AMBIO* 37: 380-385.
- O'Hanley, J. R. 2008. NeuralEnsembles: a neural network based ensemble forecasting program for habitat and bioclimatic suitability analysis. *Ecography* 31: pp-pp (Version 1.01).
- Olenin, S. and Didžiulis, V. 2009. Introduction to the species list. In: DAISIE Handbook of Alien Species in Europe. 129–132. Springer, Dordrecht.
- Ozenda, P. & Borel, J-L. 1995. Possible responses of mountain vegetation to a global climatic change: the case of the Western Alps. In Guisan, A., J. I. Holten, R. Spichiger, and L. Tessier, editors. *Potential Ecological Impacts of Climate Change in the Alps and Fennoscandian Mountains* pp. 137–144. Publication Hors-série n°8. Genève Conservatoire et Jardin Botaniques de la Ville de Genève.
- Ozinga, W.A. & Schaminée, J.H.J. (eds.). 2005. *Target species – Species of European concern*. A database driven selection of plant and animal species for the implementation of the Pan European Ecological Network. Alterra-report 1119. Alterra, Wageningen.
- Panetta F.D. & Mitchell, N.D. 1991. Homocline analysis and the prediction of weediness. *Weed Research*, 31: 273-284
- Parker-Allie, F., Musil, C.F. and Thuiller, W. 2007. Effects of climate warming on the distributions of invasive European annual grasses: A southern African perspective. *South African Journal of Botany*, 73: 306-306.
- Parker-Allie, F., Musil, C.F. & Thuiller, W. 2009. Effects of climate warming on the distributions of invasive Eurasian annual grasses: a South African perspective. *Climatic Change*, 94: 87-103.
- Parolo, G., & Rossi, G. 2007. Upward migration of vascular plants following a climate warming trend in the Alps. *Basic and Applied Ecology*
- Parry, M., Lowe, J. & Hanson, C. 2009. Overshoot, adapt and recover. *Nature* 458: 1102–1103 doi:10.1038/4581102a; Published online 29 April 2009
- Pauli, H., Gottfried, M. and Grabherr, G. 2008. *Developing a methodology for using plant species for an indicator of climate change impacts on biodiversity*. Report to the European Topic Centre on Biological Diversity/European Environment Agency. 25 December 2008.
- Pavlik, B.M., 1994. Demographic monitoring and the recovery of endangered plants. In: Bowles, M.L., Whelan, C.J. (Eds.), *Restoration of Endangered Species* pp. 322–350. Cambridge University Press, Cambridge

- Pearman, P.B., Guisan, A., Broennimann, O. & Randin, C.F. 2008a. Niche dynamics in space and time. *Trends in Ecology & Evolution*, 23: 149-158.
- Pearman, P. B., Randin, C.F., Broennimann, O., Vittoz, P., van der Knaap, W.O., Engler, R., Le Lay, G., Zimmermann, N.E. & Guisan, A. 2008b. Prediction of plant species distributions across six millennia. *Ecology Letters* 11: 357–369.
- Peñuelas J, Filella I, Comas P. 2002. Changed plant and animal life cycles from 1952 to 2000 in the Mediterranean region. *Global Change Biology* 8: 531–544.
- Peñuelas, J., Filella, I., Zhang, X.Y., Llorens, L., Ogaya, R., Lloret, F., Comas, P., Estiarte, M. and Terradas, J. 2004. Complex spatiotemporal phenological shifts as a response to rainfall changes. *New Phytologist* 161: 837–846.
- Peñuelas, J. & Filella, I. 2001. Phenology – responses to a warming world. *Science* 294: 793–795.
- Peterson, A.T., Soberón, J. & Sanchez-Cordero, V 1999. Conservatism of ecological niches in evolutionary time. *Science* 285:1265-1267.
- Peterson, A.T., Tian, H., Martínez-Meyer, E., Soberón, J., Sanchez-Cordero, V. & Huntley, B. 2005. In: Lovejoy, T.E. and Hannah, L.J. (eds), Modeling Distributional Shifts of Individual Species and Biomes. In *Climate change and biodiversity* Pp.211-229. Yale University Press New Haven Conn.
- Peterson, A.T., 2007. Why not WhyWhere: The need for more complex models of simpler environmental spaces. *Ecological Modelling*, 203: 527-530
- Petit, J. 2008. 5. Macaronesia. In: Petit J. & Prudent G. 2008. *Climate Change and Biodiversity in the European Union Overseas Entities* pp. 122–135. IUCN, Brussels
- Phillips, S.J., Anderson, R.P. & Shapire, R.E., 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231-259.
- Phillips, S.J. & Dudík, M. 2008 Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31: 161-175,
- Phitos, D., Strid, A., Snogerup, S. & Greuter, W. (Eds). 1995. *The Red Data Book of Rare and Threatened Plants of Greece*. WWF-Greece, Athens, Greece.
- Pimentel, D., McNair, S., Janecka, J., Wightma, J., Simmonds, C., O’Connell, C., Wong, E., Russell, L, Zern, J., Aquino, T. & Tsomondo, T. 2001 Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 84: 1-20.
- Planta Europa. 2008. *A Sustainable Future for Europe; the European Strategy for Plant Conservation 2008-2014*. Plantlife International (Salisbury, UK) and the Council of Europe(Strasbourg, France)
- Prieto, P., Peñuelas, J. Pgaya, R. and Estiarte, M. 2008. Precipitation-dependent flowering of *Globularia alypum* and *Erica multiflora* in Mediterranean shrubland under experimental drought and warming and its inter- annual variability. *Annals of Botany* 102: 275–285.
- Primack, R. B. 1998. *Essentials of Conservation Biology*. ed. 2. Sinauer Associates, Sunderland.
- Primack, R.B. & Miller-Rushing, A.J. 2009. *Tansley review*. The role of botanical gardens in climate change research. *New Phytologist* 182: 303–313.
- Quézel, P. & Médail, P. 1995. La region circum-méditerranéene, centre mondial majeur de biodiversite végétale.
- Actes des 6èmes Rencontres de l’Agence Régionale Pour l’Environnement Provence-Alpes-Côte d’Azur. Colloque Scientifique Internationale Bio’Mes, Gap, pp. 152–160.

- Reichard, S.H. & White, P. 2001. Horticulture as a pathway of invasive plant introductions in the United States. *BioScience* 51: 1103–1113.
- Ricciardi, A. and D. Simberloff. 2009. Assisted colonization is not a viable conservation strategy. *Trends in Ecology & Evolution* 24: 248-253.
- Rich, T. C. G., Gibson, C. and Marsden, M. 1999. Re-establishment of the extinct native plant *Filago gallica* L. (Asteraceae), narrow-leaved cudweed, in Britain. *Biological Conservation*,91: 1–8.
- Richard, D., Buord, S. & Lesouëf, J.Y. 2004. Consolidating knowledge on plant species in need for urgent attention at European level. *4th European Conference on the Conservation of Wild Plants, 17–20 September 2004, Valencia, Spain*. Electronic version accessible at www.nerium.net/plantaeuropa/Download/Proceedings/Richard_et_al.pdf
- Richardson, D.M., Hellmann, J.J., McLachlan, J.S., Sax, D.F., Schwartz, M.W., Gonzalez, P., Brennan, E.J., Camacho, A., Root, T.L., Sala, O.E., Schneider, S.H., Ashe, D.M., Clark, J.R., Early, R., Etterson, J.R., Fielder, E.D., Gill, J.L., Minter, B.A., Polasky, S., Safford, H.D., Thompson, A.R. & Vellend, M. 2009. Multidimensional evaluation of managed relocation. *PNAS USA*106: 9721–9724.
- Richardson, D.M. & Pysek, P. 2006. Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in Physical Geography*, **30**, 409–431.
- Roe, D. & Hollands, M., 2004. *Protected Areas: How Much is Enough?* Sustainable Development Opinion Series, International Institute for Environment and Development, London, UK.
- Rossi, G., Bonomi, C. & Bedini G. 2005. Conservazione ex situ della flora spontanea italiana: RIBES, una nuova iniziativa nazionale. 2005 1 *Atti del Convegno Nazionale “Giardino storico e orto botanico: un bene culturale al servizio della comunità”, Erba (Como) 11-12 Marzo 2005. Informatore Botanico Italiano*, 2005.
- Rossi, G. & Bonomi, C. 2007. A review of plant reintroduction practice. <http://www.societabotanicaitaliana.it/uploaded/370.pdf> (accessed June 2009)
- Rossi, G., Gentili, R., Abeli, T., Gargano, D., Foggi, B., Raimondo, F.M. & Blasi, C. 2008 0 conservare.
- Iniziativa per l’implementazione in Italia delle Categorie e dei Criteri IUCN (2001) per la redazione di nuove Liste Rosse. *Inform. Bot. Ital.* 40(suppl 1).
- Sanz-Elorza, M., Dana, E. D., Gonzalez, A. & Sobrino, E. 2003. Changes in the High-mountain Vegetation of the Central Iberian Peninsula as a Probable Sign of Global Warming. *Ann. Bot.* 92, 273-280.
- Schaber, J, Badeck, FW 2005. Plant phenology in Germany over the 20th century. *Regional Environmental Change* 5(5): 37-46.
- Schaminée, J.H.J., Hennekens, S. M., Ozinga, W.A. 2007. Use of the ecological information system SynBioSys for the analysis of large datasets. *Journal of Vegetation Science* 18: 463-470.
- Schlacher, T.A., Schoeman, D.S., Dugan, J., Lastra, M., Jones, A., Scapini, F. and A. McLachlan 2008. Sandy beach ecosystems: key features, management challenges, climate change impacts, and sampling issues. *Marine Ecology* 29 Suppl.1): 70-90.
- Schleip, R., Bertzky, M., Hirschnitz, M. and Stoll-Kleemann. 2008. Changing climate in protected areas> Risk perception of climate changed by Biosphere Reserve managers. *GAIA* 17/S1: 116–124.

Schoen & Brown 1999 ????

Schröter, D., Cramer, W., Leemans, R., Prentice, I.C., Araújo, M.B., Arnell, N., Bondeau, A., Bugmann, H., Carter, T.R., Gracia, C.A., de la Vega-Leinert, A.C., Erhard, M., Ewert, F., Glendining, M., House, J.I., Kankaanpää, S., Klein, R.J.T., Lavorel, S., Lindner, M., Metzger, M.J., Meyer, J., Mitchell, T.D., Reginster, I., Rounsevell, M., Sabaté, S., Sitch, S., Smith, B., Smith, J., Smith, P., Sykes, M.T., Thonicke, K., Thuiller, W., Tuck, G., Zaehle, S. & Zierl, B. 2005. Ecosystem Service Supply and Vulnerability to Global Change in Europe. *Science* 310: 1333–1337.

Scott, J.K. & Panetta, F.D. 1993. Predicting the Australian weed status of Southern African plants. *Journal of Biogeography*, 20: 87-93.

Schutysse, F. & Conde, S. 2009. *Progress towards the European 2010 biodiversity target*. European Environment Agency.

Sharrock, S. & Jones, M. 2009. *Conserving Europe's Threatened Plants: Progress towards Target 8 of the Global Strategy for Plant Conservation*. Botanic Gardens Conservation International, Richmond, UK.

Slingo J., Bates K., Nikiforakis N., Piggott M., Roberts M., Shaffrey L., Stevens I., Vidale P.L., Weller H., 2009.

Developing the next-generation climate system models: challenges and achievements. *Philosophical*

Transactions Of The Royal Society A-Mathematical Physical And Engineering Sciences, 367: 815-831.

Snodgrass, E.C. & Snodgrass, L.L. 2006. *Green Roof Plants. A Resource and Planting Guide*. Timber Press, Portland, Oregon.

Soberón, J. 2007. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters* 10:1115-23.

Soberón, J. & Peterson, A.T. □□□□ Interpretation of Models of Fundamental Ecological Niches and Species Distributional Areas. *Biodiversity Informatics* 2: 1–10.

Spalding, M. & Chape, S. 2008. Climate change. In Chapter 3 Threats to Protected Areas. In: Chape, S., Spalding, M. & Jenkins, M. 2008. *The World's Protected Areas*. Prepared by the UNEP World Conservation Monitoring Centre. University of California Press, Berkeley.

Stace C.A. 1997. *New Flora of the British Isles* (ed. 2). Cambridge University Press, Cambridge.

Stern, N. 2007. Stern Review on The Economics of Climate Change. Executive Summary. HM Treasury, London: http://www.hm-treasury.gov.uk/sternreview_index.htm

Stockman, A.K., Beamer, D.A. and Bond JE: An evaluation of a GARP model as an approach to predicting the spatial distribution of non-vagile invertebrate species. *Divers Distrib* 2006, 12:81-89.

Stockwell DRB: 2006. Improving ecological niche models by data mining large environmental datasets for surrogate models. *Ecological Modelling*, 192:188-196.

Stockwell, D.R.B. and Peters, D.B. 1999. The GARP modelling system: problems and solutions to automated spatial prediction. *Int. J. Geogr. Inf. Syst.* 13; 143–158.

Stolton, S., Hockings, M., Dudley, N., MacKinnon, K. & Whitten, T. 2003. *Reporting Progress in Protected Areas - A site-level management effectiveness tracking tool*. World Bank/WWF Alliance for Forest Conservation and Sustainable Use. Gland &

Washington DC.

- Thomas CD, Cameron A, Green RE, Bakkenes M, Beaumont LJ, Collingham YC, Erasmus BFN, de Siqueira MF, Grainger A, Hannah L, Hughes L, Huntley B, van Jaarsveld AS, Midgley GF, Miles L, Ortega-Huerta MA, Peterson AT, Phillips OL, Williams SE: 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427:145-148.
- Thompson J.D., 1999. Population differentiation in Mediterranean plants: insights into colonization history and the evolution and conservation of endemic species. *Heredity* 82: 229–236
- Thompson, J.D. 2005. *Plant Evolution in the Mediterranean*. Oxford University Press.
- Thuiller, W. 2003. BIOMOD - optimizing predictions of species distributions and projecting potential future shifts under global change. *Global Change Biology*, 9: 1353-1362.
- Thuiller, W. 2004. Patterns and uncertainties of species' range shifts under climate change. *Global Change Biology*, 10: 2020-2027.
- Thuiller, W., Albert, C., Araújo, M.B, Berry, P.M., Guisan, A., Hickler, T., Midgley, G.F., Paterson, J., Schurr, F.M., Sykes, M.T. & Zimmermann, N.E. 2008. Predicting climate change impacts on plant diversity: where to go from here? *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 9: 137–152.
- Thuiller, W., Broennimann, O., Hughes, G., Alkemade, J.R.M., Midgley, G.F. & Corsi, F. 2006. Vulnerability of African mammals to anthropogenic climate change under conservative land transformation assumptions. *Global Change Biology*, 12:424-440.
- Thuiller, W., Lafourcade, B., Engler, R. & Araujo, M.B. 2009. BIOMOD – a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography*, 32: 1-5.
- Thuiller, W., Lavorel, S., Araújo, M.B., Sykes, M.T. & Prentice, I.C. 2005a. Climate change threats to plant diversity in Europe. *PNAS USA*, 102:8245-8250.
- Thuiller, W., Richardson, D.M., Pysek, P., Midgley, G.F., Hughes, G.O. and Rouget, M. 2005b. Niche-based modelling as a tool for predicting the risk of alien plant invasions at a global scale. *Global Change Biology*, 11: 2234-2250.
- Trivedi, M.R., Berry, P.M., Morecroft, M.D. & Dawson, T.P. 2008. Spatial scale affects bioclimate model projections of climate change impacts on mountain plants. *Global Change Biology*, 14: 1089-1103.
- Turland, N.J., L. Chilton, & J.R. Press. 1993. *Flora of the Cretan area: annotated checklist & atlas*. The Natural History Museum, London: HMSO. .
- Tutin, T.G., Heywood, V.H., Burges, N.A., Moore, D.M., Valentine, D.H., Walters, S.M., Webb, D.A. (eds.) (1964–1980) *Flora Europaea*, Vols . 1-5, Cambridge University Press , Cambridge.
- Tutin, T.G., Burges, N.A., Chater, A.O., Edmondson, J.R., Heywood V.H., Valentine, D.H., Moore, D., Walters, S.M., Webb, D.A.(eds.) 1993. *Flora Europaea*, Vol. 1, Psilotaceae to Platanaceae (2nd edn.). Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Van Buskirk, J. & Willi, Y. 2004. Enhancement of farmland biodiversity within set-aside land. *Conservation Biology* 18: 987-994.
- Van der Veken, S., Hermy, M., Vellend, M., Knapen, A. and Verheyen, K. 2008. Garden plants get a head start on climate change. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6: 212–216..
- Vittoz P. & Engler R. 2008. Seed dispersal distances: a typology based on dispersal

- modes and plant traits. *Botanica Helvetica*. 117: 109–124.
- Vittoz, P., Randin, C., Dutoit, A., Bonnet, F. and Hegg, O. 2009. Low impact of climate change on subalpine grasslands in the the Swiss Northern Alps? *Global Change Biology* 15: 209–220./
- Vogiatzakis, I. N., Griffiths. G. H. & Mannion, A. M.. 2003. Environmental factors and vegetation composition, Lefka Ori massif, Crete, S. Aegean. *Global Ecology & Biogeography* 12: 131–146.
- Vos, C.C., Berry, P., Opdam, P., Baveco, H., Nijhof, B., O'Hanley, J., Bell, C and Kuipers, H. 2008. Adapting landscapes to climate change: examples of climate-proof ecosystem networks and priority adaptation zones. *Journal of Applied Ecology* 45: 1722-1731.
- VV. AA. 2000. Lista Roja de la Flora Vasculare Española. *Conservación Vegetal* 6 (extra): 11–38.
- Walther, G.-R., Sascha, B. & Burga, C.A. 2005. Trends in the upward shift of alpine plants. *Journal of Vegetation Science*, 16 : 541–548
- Wilson, J.R.U., Dormontt, E.E., Prentis, P.J., Lowe, A.J. and Richardson, D.M. 2009. Something in the way you move: dispersal pathways affect invasion success. *Trends in Ecology & Evolution*, 24: 136-144.
- Washington, W.M., Buja, L. & Craig, A., 2009. The computational future for climate and Earth system models: on the path to petaflop and beyond. *Philosophical Transactions Of The Royal Society A-Mathematical Physical and Engineering Sciences*, 367: 833-846
- Weber, E. 1997. The alien flora of Europe: a taxonomic and biogeographic review. *Journal of Vegetation Science*, 8 : 565-572
- Willis SG, Thomas CD, Hill JK Collingham YC, Telfer MG, Fox R, Huntley B, 2009. Dynamic distribution modelling: predicting the present from the past. *Ecography*, 32 : 5-12
- WWF 2004. *How Effective are Protected Areas?* Preliminary analysis of forest protected areas by WWF—the largest ever global assessment of protected area management effectiveness. Report prepared for the Seventh Conference of the Parties of the Convention on Biological Diversity, February 2004. WWF, Gland.
- Yesson, C. & Culham, A. 2006a. A phyloclimatic study of *Cyclamen*. *BMC Evolutionary Biology*. 6:72(23pp) Yesson, C. & Culham, A. 2006b. Phyloclimatic modelling: Combining phylogenetics and bioclimatic modeling. *Systematic Biology*, 55: 785-802.
- Yesson, C., Toomey, N.H. & Culham, A. 2009. *Cyclamen*: time, sea and speciation biogeography using a temporally calibrated phylogeny. *Journal of Biogeography*, 36 : 1234–1252. doi:10.1111/j.1365-2699.2008.01971.x
- Yesson, C. , Brewer, P.W. , Sutton, T., Caithness, N., Pahwa, J.S., Burgess, M., Gray, W.A., White, R.J., Jones, A.C., Bisby, F.A. and Culham, A. 2007. How global is the global biodiversity information facility? *PLoS ONE*. 2 (11):e1124

ZAŁĄCZNIK 1: Skonsolidowana lista Konwencji Berneńskiej zawierająca gatunki z ich obecnym statusem Czerwonej Księgi IUCN, ich oceną w Czerwonej Księdze zgodnie z *Buord i Lesoëuf (2006)*, dostępnością planu ochrony oraz zaznaczeniem miejsc rozmieszczenia dostępnych dla modelowanie niszowego.

Gatunek	Nr zapisu geoodniesienia na GBIF (dostęp 16 czerwca 2009)	Załącznik do Konwencji Bernskiej 1 - 1979	Status w Czerwonej Księdze IUCN 2008	Kategoria Czerwonej Księgi	Buord i Lesoëuf (2006)	B i L Ocena Czerwonej Księgi	B i L Kategoryzacji Czerwonej Księgi	B i L przegląd	B i L, Program ochrony

<i>Abies nebrodensis</i>	1	1	CR	D	1	CR	D	2006	3
<i>Achillea alexandri-regis</i>	0				1	CR	B1 + 2c	2006	0
<i>Achillea glaberrima</i>	0				1	CR	B1+2ab	2006	2
<i>Achillea horanszky</i>	0				1	CR	D	2006	1
<i>Achillea spinosa</i>	0				1	EX		2006	0
<i>Achillea thracica</i>	0	1							
<i>Aconitum corsicum</i>	0	1							
<i>Aconitum flerovii</i>	0	1							
<i>Aconitum lasiocarpum</i>	3	1							
<i>Adenocarpus gibbsianus</i>	10				1	CR	A4acd	2006	0
<i>Adenophora taurica</i>	1				1	CR	A2,B1,2a	2004	0
<i>Adonis cyllenea</i>	5	1							
<i>Adonis distorta</i>	4	1							
<i>Adonis transylvanica</i>	0				1	CR	B1+2ab(i,ii,iii,iv,v)	2006	0
<i>Aegilops fragilis</i>	0				1	CR	E	2006	1
<i>Aethionema retsina</i>	7				1	CR	B1ab (III,V) + 2ab (III,V)	2004	1
<i>Agrimonia pilosa</i>	223								
<i>Agrostis barceloi</i>	2				1	CR	B1ab (III,V) + 2ab (III,V) ; C2a (II)D	2006	1
<i>Alchemilla cleistophylla</i>	3				1	CR	B1+2c	2006	0
<i>Alchemilla fontqueri</i>	1				1	CR	C2a (I,II)D	2006	0
<i>Alchemilla kernerii</i>	3				1	CR	A1c	2006	0
<i>Aldrovanda vesiculosa</i>	87	1							
<i>Alisma wahlenbergii</i>	10	1							
<i>Alkanna pinardii</i>	0	1							
<i>Alkanna sartoriana</i>	0				1	CR	B1+2c	2006	0
<i>Allium calamarophilum</i>	0				1	CR	C2b ; D	2006	0
<i>Allium corsicum</i>	0				1	CR	A2,B1,2a,b(i,ii,iii,iv,v)	2004	1

<i>Allium grosii</i>	3	1							
<i>Allium regelianum</i>	0	1							
<i>Allium rhodiaceum</i>	0				1	CR	B1+2c, D	2006	1
<i>Allium ritsii</i>	0				1	CR	B1+2c	2006	0
<i>Allium rouyi</i>	11				1	CR	B1ab(2,4)+2ab(2,4)	2006	1
<i>Allium singulifolium</i>	0				1	EW		2006	4
<i>Allium vuralii</i>	2	1							
<i>Althaea kragujevacensis</i>	0				1	EX		2006	0
<i>Althaea vranjensis</i>	0				1	EX		2006	0
<i>Alyssum akamasicum</i>	0	1							
<i>Alyssum borzaeanum</i>	0	1							
<i>Alyssum montanum</i> subsp. <i>pluscanescens</i>	0				1	CR		2006	1
<i>Alyssum nebrodense</i> subsp. <i>tenuicaule</i>	0				1	CR	B1+2c,	2006	0
<i>Alyssum pyrenaicum</i>	2	1							
<i>Anacyclus alboranensis</i>	0				1	CR	B1ab(iii),c(ii,iv)+2ab(iii),c(ii,iv)	2006	1
<i>Anacyclus latealatus</i>	0	1							
<i>Anchusa capellii</i>	0				1	CR	B1+2c	2006	1
<i>Anchusa crispa</i>	25	1	CR		1	CR	B1ab(iv)c(iv)+2ab(iv)c(iv)	2006	1
<i>Anchusa formosa</i>	0				1	CR	B1+2c ; C2b	2006	1
<i>Anchusa littorea</i>	0				1	EX		2006	0
<i>Anchusa macedonica</i>	13				1	CR	C1a	2006	0
<i>Androcymbium europaeum</i>	9	1							
<i>Androcymbium rechingeri</i>	0	1			1	CR	A1c	2006	2
<i>Androsace cylindrica</i>	30	1							
<i>Androsace mathildae</i>	4	1							
<i>Androsace pyrenaica</i>	200	1							
<i>Androsace rioxana</i>	5				1	CR	B1, 2a	2006	0
<i>Andryala crithmifolia</i>	0				1	CR		B1,2ab (i,ii,v))	
<i>Andryala levitomentosa</i>	0	1			1	CR	B1, 2a	2006	0

<i>Anemone uralensis</i>	0	1								
<i>Angelica heterocarpa</i>	60	1								
<i>Angelica palustris</i>	70	1								
<i>Anthemis argyrophylla</i>	0				1	CR			2006	0
<i>Anthemis asperula</i>	3				1	CR	A1a, B1+2cd		2004	0
<i>Anthemis chrysantha</i> subsp. <i>jimenezii</i>	0				1	CR	B1b(iii,iv)+c(iv)+2b(iii,iv) C(iv)		2006	1
<i>Anthemis glaberrima</i>	2	1	CR	B1ab(ii,v)+2ab(ii,v)	1	CR	B1 (II,V) + 2ab (II,V)		2006	1
<i>Anthemis halophila</i>	2	1								
<i>Anthemis ismelia</i>	0				1	CR	B1+2c, D		2006	1
<i>Anthemis trotzkiana</i>	0	1								
<i>Anthyllis hystrix</i>	4	1								
<i>Anthyllis lemniatica</i>	2				1	CR	B1+2c (i,ii,iii,iv);D			
<i>Antirrhinum charidemi</i>	29	1								
<i>Aphanes lusitanica</i>	0				1	EX			2006	0
<i>Apium bermejoi</i>	2	1	CR	B1ab(v)c(iv)+2ab(v)c(iv); C2a(i); D	1	CR	B1ab (V) ; C (IV) + 2ab (V) ; C (IV) C2a(I) ; D		2006	1
<i>Apium graveolens</i> subsp. <i>butronensis</i>	0				1	CR	B1ab(3)+2ab(3)		2006	0
<i>Apium repens</i>	776	1								
<i>Aquilegia barbaricina</i>	1				1	CR	D		2006	0
<i>Aquilegia bertolonii</i>	152	1								
<i>Aquilegia kitaibelii</i>	1	1								
<i>Aquilegia nuragica</i>	0				1	CR	D		2006	0
<i>Aquilegia ottonis</i> subsp. <i>taygetea</i>	0	1			1	CR	D		2006	0
<i>Aquilegia pyrenaica</i> subsp. <i>cazorlensis</i>	0	1								
<i>Aquilegia vulgaris</i> subsp. <i>pau</i>	0				1	CR	B1ab(V)+2ab(V) ; C2a(I), D		2004	0
<i>Arabis kennedyae</i>	1	1	CR	B1ab(iii)c(iv)+2ab(iii)c(iv); C2a(i)	1	CR	B1ab (III), C (IV) + 2ab (III) ; C (IV), C2a (I)		2006	1
<i>Arabis margaritae</i>	1				1	CR	B1ab(III,V)+2ab(III,V)		2006	1
<i>Arabis sadina</i>	2									
<i>Arctagrostis latifolia</i>	868									

<i>Arctophila fulva</i>	359								
<i>Arenaria bolosii</i>	1				1	CR	B1ab (III) + 2ab (III)	2006	1
<i>Arenaria ciliata</i> subsp. <i>pseudofrigida</i>	0								
<i>Arenaria gothica</i> var. <i>fugax</i>	0				1	CR	B1ab (III) + 2ab (III)	2006	1
<i>Arenaria humifusa</i>	148								
<i>Arenaria leucadia</i>	0				1	CR	B1+2c	2006	0
<i>Arenaria nevadensis</i>	4	1	CR	B1ac(iii,iv)+2ac(iii,iv)	1	CR	B1ac (III,IV) + 2ac(III,IV)	2006	2
<i>Arenaria phitosiana</i>	1				1	CR	C2b	2006	0
<i>Arenaria provincialis</i>	6	1							
<i>Aristolochia merxmulleri</i>	0				1	CR		2006	0
<i>Aristolochia samsunensis</i>	0	1							
<i>Armeria alpina</i> var. <i>purpurea</i>	0				1	CR	B1+2c(i,ii,iii,iv) ; D	2006	1
<i>Armeria arcuata</i>	0				1	EX		2006	
<i>Armeria belgenciensis</i>	3				1	CR	D	2004	1
<i>Armeria berlengensis</i>	2								
<i>Armeria helodes</i>	0				1	CR	A1ac;B1+2a	2006	1
<i>Armeria maritima</i> subsp. <i>azorica</i>	0				1	CR		2006	0
<i>Armeria maritima</i> subsp. <i>barcensis</i>					1	CR		2006	1
<i>Armeria merinoi</i>	5				1	CR	B1ab(III)+2ab(III)	2006	1
<i>Armeria neglecta</i>	0				1	EX		2006	0
<i>Armeria pseudarmeria</i>	0	1							
<i>Armeria rouyana</i>	5	1							
<i>Armeria soleirolii</i>	3	1							
<i>Armeria velutina</i>	5	1							
<i>A Armoracia macrocarpa</i>	3	1							
<i>Artemisia campestris</i> subsp. <i>bottnica</i>	0								
<i>Artemisia granatensis</i>	12	1			1	CR	A2ad ; B1ab(IV,V)	2006	1
<i>Artemisia insipida</i>	0	1							
<i>Artemisia laciniata</i>	37	1							
<i>Artemisia molinieri</i>	3				1	CR	A2;B1,B2c(iii,iv)	2006	2

<i>Artemisia oelandica</i>	94							
<i>Artemisia pancicii</i>	10	1						
<i>Arum purpureospathum</i>	0	1						
<i>Asparagus lycaonicus</i>	2	1						
<i>Asperula borbasiana</i>	0		1	CR			2006	0
<i>Asperula crassula</i>	0		1	CR	B1 + 2c		2006	0
<i>Asperula samia</i>	0		1	CR	B1 + 2c		2006	0
<i>Asperula staliana</i> subsp. <i>diomedea</i>	0		1	CR	B2c+3c		2006	0
<i>Asphodelus bento-rainhae</i>	2	1						
<i>Asplenium hemionitis</i>	16	1						
<i>Asplenium jahandiezii</i>	41	1						
<i>Aster pyrenaeus</i>	441	1						
<i>Aster sibiricus</i>	278	1						
<i>Aster sorrentinii</i>	2							
<i>Astragalus agrantioii</i>	0		1	CR	B1+2c		2006	0
<i>Astragalus aitosensis</i>	0	1						
<i>Astragalus algarbiensis</i>	0	1						
<i>Astragalus aquilanus</i>	1	1						
<i>Astragalus cavanillesii</i>	2		1	CR	B2ab (V) ; (I)		2006	0
<i>Astragalus centralpinus</i>	18	1						
<i>Astragalus devesae</i>	3		1	CR	B2ab (III) ; C2a (II)		2006	0
<i>Astragalus drupaceus</i>	2		1	CR	C2a		2006	1
<i>Astragalus gines-lopezii</i>	6		1	CR	B2c+3c		2006	0
<i>Astragalus idaeus</i>	1		1	CR			2006	0
<i>Astragalus kungurensis</i>	0	1						
<i>Astragalus macrocarpus</i> subsp. <i>lefkarensis</i>	0	1	1	CR	B2ab (V)		2004	1
<i>Astragalus maritimus</i>	0	1	1	CR	B1+2c		2006	1
<i>Astragalus nitidiflorus</i>	6		1	CR	B1ac (IV)+2ac (IV) ; C2a (I,II); D		2006	0
<i>Astragalus peterfii</i>	0	1						

<i>Astragalus physocalyx</i>	0	1						
<i>Astragalus psedopurpureus</i>	0	1						
<i>Astragalus raphaelis</i>	0		1	CR	A1ce		2006	0
<i>Astragalus setosulus</i>	0	1						
<i>Astragalus tanaiticus</i>	0	1						
<i>Astragalus thermensis</i>	0		1	CR	A1,B1		2004	0
<i>Astragalus tremolsianus</i>	3	1	1	CR	B1ab I)+2ab (III)		2006	1
<i>Astragalus verrucosus</i>	2	1	1	CR	B1ab (I,II,III)		2006	1
<i>Asyneuma comosiforme</i>	0		1	CR			2006	0
<i>Asyneuma giganteum</i>	8	1						
<i>Athamanta cortiana</i>	0	1						
<i>Atractylolobus alpinus</i>	16	1						
<i>Atriplex tatarica</i> var. <i>constantinapolitana</i>	0		1	CR			2006	0
<i>Atropa baetica</i>	47	1						
<i>Aurinia uechtritzi</i>	0	1						
<i>Avellara fistulosa</i>	2		1	CR	B1ab (I,II,III,IV,V)+2ab (I,II,III,IV,V)		2006	0
<i>Avenula hackelii</i> subsp. <i>algarbiensis</i>	0		1	CR	B1+2c		2006	0
<i>Avenula hackelii</i> subsp. <i>hackelii</i>	0	1	1	CR	B1+2c		2006	0
<i>Bassia (Kochia)</i>	8		1	CR	C2b		2006	1
<i>Bellevalia edirnensis</i>	0		1	CR			2006	1
<i>Beta adanensis</i>	0	1						
<i>Beta trojana</i>	2	1						
<i>Betula klokovii</i>	0		1	CR	D		2006	0
<i>Biarum fraasianum</i>	0		1	CR	B1+2abc(i,ii,iii,iv,v); C2(a1);D		2006	1
<i>Biarum mendax</i>	0		1	EW			2004	1
<i>Biscutella divionensis</i>	49		1	CR	D		2006	1
<i>Biscutella neustriaca</i>	30	1						
<i>Biscutella rotgesii</i>	1		1	CR	B1ab (III,IV) + 2ab I,IV)		2004	1
<i>Biscutella vincentina</i>	3							

<i>Bolanthus intermedius</i>	1		1	CR	B2c+3c	2006	0
<i>Boleum asperum</i>	13	1					
<i>Borago morisiana</i>	0		1	CR	C1	2006	1
<i>Borderea chouardii</i>	2	1	1	CR	B2ab (V)	2006	1
<i>Botrychium matricariifolium</i>	822	1					
<i>Botrychium multifidum</i>	897	1					
<i>Botrychium simplex</i>	461	1					
<i>Brassica cadmea</i>	2		1	EX		2006	0
<i>Brassica glabrescens</i>	2	1	1	CR	E	2004	0
<i>Brassica hilarionis</i>	0	1					
<i>Brassica insularis var. aquellae</i>	0	1	1	CR	B1+2c ; C2b ; D	2006	1
<i>Brassica insularis var. latiloba</i>	0	1	1	CR	B1+2c ; D	2006	1
<i>Brassica macrocarpa</i>	3	1	1	CR	B2c+3c	2006	2
<i>Brassica sylvestris subsp. taurica</i>	0	1	1	CR		2006	1
<i>Brassica tyrrhena</i>	0		1	CR	D	2004	1
<i>Braya linearis</i>	255						
<i>Braya purpurascens</i>	0	1					
<i>Brimeura duvigneaudii</i>	1		1	CR	B1ab (IV,V)+2ab (IV,V) ; C2a (I) ; D	2004	1
<i>Bromus bromoideus</i>	0	1	1	EW		2006	2
<i>Bromus grossus</i>	102	1	1	CR	A1ac	2006	2
<i>Bromus interruptus</i>	261	1	1	EW		2006	2
<i>Bromus moesiacus</i>	0	1					
<i>Bromus psammophilus</i>	3	1					
<i>Bromus pseudosecalinus</i>	70		1	CR	A2c, E	2006	1
<i>Bruchia vogesiaca</i>	79	1					
<i>Bryhnia nova</i>	0						
<i>Bryoerythrophyllum campylocarpum</i>	161						
<i>Bufonia euboica</i>	0		1	CR	B1+2c	2006	0
<i>Buphthalmum inuloides</i>	0		1	CR	B1+2c; E	2004	1
<i>Bupleurum capillare</i>	5	1					

<i>Bupleurum dianthifolium</i>	1	1	CR	B 1ab(iii)+2ab(iii)	1	CR	B 1ab (III) + (III)	2004	1
<i>Bupleurum elatum</i>	0				1	CR	B 1ab (III) + 2ab (III)	2004	1
<i>Bupleurum kakiskalae</i>	3	1	CR	B 1ab(iii,v)c(iv)+2ab(iii,v)c(iv); C2a(ii)b; D	1	CR	B 1ab (III,V) V) + 2ab (III,V) c(iv)C2a(ii)b.D	2006	1
<i>Buxbaumia viridis</i>	588	1							
<i>Calamagrostis chalybaea</i>	98								
<i>Calamintha sandaliotica</i>	0				1	CR	B 1ab (II,III,V) + 2ab (II,III,V) ; C2a (II)	2006	0
<i>Caldesia parnassifolia</i>	426	1							
<i>Calendula maritima</i>	0				1	CR	B 1ab (III) + 2ab (III)	2004	1
<i>Callitriche pulchra</i>	0				1	CR	B1+2c	2006	0
<i>Calypso bulbosa</i>	358								
<i>Camelina alyssum</i>	489				1	CR	A1a,c	2006	4
<i>Campanula abietina</i>	2	1							
<i>Campanula bohemica</i> subsp. <i>gelida</i>	0				1	CR	B1+3c ; D	2006	1
<i>Campanula calycialata</i>	0				1	CR	A1bc ; D	2006	0
<i>Campanula damboldtiana</i>	0	1							
<i>Campanula gelida</i>	0	1							
<i>Campanula lanata</i>	1	1							
<i>Campanula lycica</i>	0	1							
<i>Campanula marcenoi</i>	0				1	CR	B1+2c ; D	2004	0
<i>Campanula morettiana</i>	25	1							
<i>Campanula romanica</i>	0	1							
<i>Campanula sabatia</i>	3	1							
<i>Cardaminopsis pedemontana</i>	0				1	CR	A1ac	2006	0
<i>Carduncellus matritensis</i>	0				1	EX		2006	0
<i>Carduus myriacanthus</i>	12	1							
<i>Carduus rugulosus</i>	0				1	CR	C1, E	2006	0
<i>Carex holostoma</i>	164								
<i>Carex markgraffii</i>	0				1	EX		2006	0
<i>Carex panormitana</i>	0				1	CR	B2c+3c	2006	0
<i>Carex secalina</i>	30	1							

<i>Carex viridula</i> subsp. <i>pseudoscandinavica</i>	0		1	CR	B1+2c	2006	1
<i>Carlina diae</i>	8	1	1	CR	B1+2c	2006	1
<i>Carlina onopordifolia</i>	5	1					
<i>Carthamus tenuis</i> subsp. <i>gracillimus</i>	0		1	CR	D	2006	0
<i>Castrilanthemum debeauxii</i>	1		1	CR	B1abc+2abc	2006	0
<i>Caulerpa ollivieri</i>	0	1					
<i>Caulinia tenuissima</i>	0	1					
<i>Centaurea aetolica</i>	1		1	CR	B1+2abc	2006	1
<i>Centaurea akamatis</i>	0	1	1	CR	B1ab (III) + 2ab (III)	2006	1
<i>Centaurea alba</i> subsp. <i>heldreichii</i>	0	1					
<i>Centaurea alba</i> subsp. <i>princeps</i>	0						
<i>Centaurea appendicata</i>	0		1	CR		2006	0
<i>Centaurea attica</i> subsp. <i>megarensis</i>	0	1					
<i>Centaurea balearica</i>	3	1					
<i>Centaurea borjae</i>	7	1					
<i>Centaurea charrelii</i>	0		1	CR	A2a 1+2cd ; C2ab ; D	2006	0
<i>Centaurea citricolor</i>	18	1					
<i>Centaurea corymbosa</i>	16	1					
<i>Centaurea dubjanskyi</i>	0	1					
<i>Centaurea gadorensis</i>	14						
<i>Centaurea haenseleri</i> subsp. <i>epapposa</i>	0		1	CR	B1ab(2,3)+2ab(2,3) ; C2a(2)	2006	0
<i>Centaurea heldreichii</i>	0		1	CR	B1+2c ; C2a	2006	1
<i>Centaurea hermannii</i>	0	1					
<i>Centaurea horrida</i>	0	1					
<i>Centaurea incompleta</i>	1		1	CR	C2ab ; D	2006	0
<i>Centaurea jacea</i> subsp. <i>forojulensis</i>	0		1	CR	E	2004	0
<i>Centaurea jankae</i>	0	1	1	CR	B2c+3c	2006	1
<i>Centaurea kalambakensis</i>	9	1					
<i>Centaurea kartschiana</i>	0	1					

<i>Centaurea konkai</i>	0		1	CR		2006	0
<i>Centaurea kunkelii</i>	7		1	CR	B1ab(3)+2ab(3)	2006	0
<i>Centaurea lactiflora</i>	2	1	1	CR	B1+ 2c	2006	1
<i>Centaurea lactucifolia</i> var. <i>halkensis</i>	0		1	CR	B1+ 3c	2006	0
<i>Centaurea lainzii</i>	22		1	CR	B1ab(2,5) ; (1) ; D	2006	1
<i>Centaurea margaritacea</i>	1		1	CR		2006	1
<i>Centaurea margaritalba</i>	0		1	CR		2006	0
<i>Centaurea micrantha</i> subsp. <i>herminii</i>	0						
<i>Centaurea montisborlae</i>	0		1	CR	B1+2c	2004	0
<i>Centaurea niederi</i>	5	1					
<i>Centaurea paczoskii</i>	0		1	CR		2006	0
<i>Centaurea peucedanifolia</i>	0	1	1	CR		2006	0
<i>Centaurea pineticola</i>	0	1					
<i>Centaurea pinnata</i>	5	1					
<i>Centaurea pinnatifida</i> subsp. <i>sooana</i>	0		1	EX		2006	0
<i>Centaurea pontica</i>	0	1	1	CR	B2c+3c	2006	1
<i>Centaurea princeps</i>	4		1	CR	B1+2c	2006	0
<i>Centaurea proto-gerberi</i>	0		1	CR		2006	0
<i>Centaurea protomargaritacea</i>	0		1	CR		2006	0
<i>Centaurea pseudoleucolepis</i>	0	1	1	CR		2006	1
<i>Centaurea pulvinata</i>	2	1					
<i>Centaurea rothmalerana</i>	2						
<i>Centaurea tchihatcheffii</i>	0	1					
<i>Centaurea tuntasia</i>	1		1	EX		2006	0
<i>Centaurea ultreiae</i>	7		1	CR	B1+2,b(1,2,3,5)	2006	1
<i>Centaurea vicentina</i>	0						
<i>Centaurium favargerii</i>	2		1	CR	A1a;B1+2a,b,c,d,e;D	2005	1
<i>Centaurium rigualii</i>	0	1					
<i>Centaurium somedanum</i>	5	1					
<i>Centranthus amazonum</i>	0		1	CR	D	2006	1

<i>Centranthus kellererii</i>	0	1								
<i>Centranthus trinervis</i>	3	1	CR	B1ac(iv)+2ac(iv); C2b	1	CR	B1ac (IV) + 2ac (IV) ; C2b	2006	1	
<i>Cephalanthera cucullata</i>	3	1			1	CR	A1ac	2006	0	
<i>Cephalaria demetrii</i>	0				1	CR		2004	0	
<i>Cephalaria litvinovii</i>	0				1	CR	B2a+3e	2006	2	
<i>Cephalaria squamiflora</i> subsp. <i>ebusitana</i>	0				1	CR	B1ab(3,5)+2ab(3,5) ; C2a(1), D	2006	0	
<i>Cephalaria tenuiloba</i>	1				1	CR	B1+2c	2006	1	
<i>Cephalozia macounii</i>	6	1								
<i>Cerastium alsinifolium</i>	0	1			1	CR	B2a+3cd	2006	1	
<i>Cerastium illyricum</i> subsp. <i>crinitum</i>	0				1	EX		2006	0	
<i>Cerastium neoscardicum</i>	0				1	CR	B1	2006	0	
<i>Cerastium soleirolii</i>	2				1	CR	A3 ab ; B1,2 I,II,IV)	2004	0	
<i>Cerastium vagans</i> var. <i>ciliatum</i>	0				1	EX		2006	0	
<i>Cerasus klokovii</i>	0				1	CR	D	2006	1	
<i>Ceratocapnos claviculata</i> subsp. <i>picta</i>	0				1	CR		2006	0	
<i>Chaenorrhinum minus</i> subsp. <i>pseudorubrifolium</i>	0				1	CR	+2c, D	2006	1	
<i>Chaenorrhinum serpyllifolium</i> subsp. <i>lusitanicum</i>	0									
<i>Chaetopogon fasciculatus</i> subsp. <i>prostratus</i>	0				1	CR	B2b (II,III,IV,V) c(II,IV)	2004	0	
<i>Chamaecytisus nejceffii</i>	0				1	CR		2006	0	
<i>Cheirolophus crassifolius</i>	0				1	CR	B1ab (I,II,III,IV, V)	2004	3	
<i>Chenopodium wolffii</i>	0				1	EX		2006	0	
<i>Chionodoxa lochiaie</i>	1	1								
<i>Chionodoxa luciliae</i>	48	1								
<i>Chrysochamela draboides</i>	0				1	CR		2006	0	
<i>Cinna latifolia</i>	1136									
<i>Cirsium steirolepis</i>	3				1	CR	B1+2c	2006	0	
<i>Cistus heterophyllus</i> subsp. <i>carthaginensis</i>	0				1	CR	A2ce ; B1ab(5)+2ab(5) ; C2a(2),D	2006	1	

<i>Cistus palhinhae</i>	11									
<i>Clematis elisabethae-carolae</i>	2				1	CR	A1ac		2006	1
<i>Clypeola eriocarpa</i>	2				1	CR	B1ab(1,4) 2ab(1,4)		2006	1
<i>Cochlearia borzaeana</i>	0				1	CR	B2ab+3e		2006	0
<i>Cochlearia macrorrhiza</i>	0				1	EW			2006	1
<i>Cochlearia polonica</i>	1	1			1	CR	EW		2006	1
<i>Coincya rupestris</i>	30	1			1	CR	B2ac4		2006	1
<i>Colchicum arenarium</i>	3	1								
<i>Colchicum arenasii</i>	0				1	CR	A2a,c,d		2004	1
<i>Colchicum callycimbium</i>	0				1	CR			2004	4
<i>Colchicum corsicum</i>	2	1								
<i>Colchicum cousturieri</i>	0	1								
<i>Colchicum davidovii</i>	0	1								
<i>Colchicum fominii</i>	0	1								
<i>Colchicum micranthum</i>	0	1								
<i>Colchicum pieperanum</i>	0				1	CR	A1b		2006	0
<i>Coleanthus subtilis</i>	150	1								
<i>Comperia comperiana</i>	1	1								
<i>Consolida samia</i>	3	1	CR		B1ab(iii,v)+2ab(iii,v)	1	CR	B1ab (III,V) ab (III,V)	2006	0
<i>Consolida uechtritziana</i>	0					1	EX		2006	0
<i>Convolvulus argyrothamnos</i>	2	1	CR		B1ab(ii,v)+2ab(ii,v); C2a(i); D	1	CR	B1ab (II,V) + 2ab (II,V) ; C2a (I) D	2006	1
<i>Convolvulus fernandesii</i>	0									
<i>Convolvulus pulvinatus</i>	0	1								
<i>Convolvulus sabatius</i> subsp. <i>sabatius</i>	0					1	CR	A1c	2006	1
<i>Corispermum gallicum</i>	0					1	CR	A1;B1,2a(i,ii,iii,iv,v);E	2006	1
<i>Coronopus navasii</i>	11	1				1	CR	B1b (IV,V)+2b (IV,V) IV)	2006	1
<i>Cortusa matthioli</i> subsp. <i>moravica</i>	0					1	CR	B1+3e	2006	1
<i>Corydalis gotlandica</i>	6									
<i>Cotoneaster cambricus</i>	39					1	CR	B1+2c ; D	2006	2
<i>Cotoneaster raboutensis</i>	0					1	CR	B1+2c ; D	2006	2

<i>Crambe koktebelica</i>	0	1							
<i>Crambe litwinonowii</i>	0	1			1	CR		2006	1
<i>Crassula basaltica</i>	0				1	CR	B1+2c	2006	0
<i>Crataegus dikmensis</i>	0	1							
<i>Crataegus karadaghensis</i>	0				1	CR		2004	0
<i>Crataegus pojarkovae</i>	0				1	CR		2006	1
<i>Cremonophyton lanfrancoi</i>	0	1	CR	B1ab(i,ii,iii,iv,v)	1	CR	B1ab (I,II,III,IV,V)	2004	2
<i>Crepis arcuata</i>	1				1	CR	B1+2c	0 garde n	0
<i>Crepis crocifolia</i>	1	1							
<i>Crepis foliosa</i>	0				1	EX		2006	0
<i>Crepis granatensis</i>	7	1							
<i>Crepis novoana</i>	1				1	CR	B1b (I,II,III,IV,V) ; C (II,IV)	2006	1
<i>Crepis purpurea</i>	0	1							
<i>Crepis tectorum</i> subsp. <i>nigrescens</i>	0								
<i>Crocus abantensis</i>	0	1							
<i>Crocus cyprius</i>	1	1							
<i>Crocus etruscus</i>	1	1							
<i>Crocus hartmannianus</i>	1	1							
<i>Crocus robertianus</i>	0	1							
<i>Crocus rujanensis</i>	0				1	CR	B1+2ce	2006	1
<i>Crypsis hadjikyriakou</i>	0				1	CR	B1a + b (III) (III)	2006	0
<i>Culcita macrocarpa</i>	110	1							
<i>Cuscuta epilinum</i>	483				1	CR	A1a,c	2006	2
<i>Cyclamen coum</i>	102	1							
<i>Cyclamen kuznetzovii</i>	0	1							
<i>Cyclamen mirabile</i>	0	1							
<i>Cymbalaria fragilis</i>	0				1	CR	B1ab (III,V) + 2ab (III,V) ; C2a (I) ; D	2004	1
<i>Cymodocea nodosa</i>	22	1							
<i>Cynodontium suecicum</i>	104	1							

<i>Cypripedium calceolus</i>	3906	1							
<i>Cystoseira amentacea</i>	42	1							
<i>Cystoseira mediterranea</i>	54	1							
<i>Cystoseira sedoides</i>	0	1							
<i>Cystoseira spinosa</i>	32	1							
<i>Cystoseira zosteroides</i>	21	1							
<i>Cytisus aeolicus</i>	2	1							
<i>Dactylorhiza chuhensis</i>	2	1							
<i>Dactylorhiza elata</i> subsp. <i>brennensis</i>	0				1	CR	A2a,c	2006	0
<i>Dactylorhiza pythagorae</i>	0				1	CR	B1+2c	2006	0
<i>Daphne arbuscula</i>	2	1							
<i>Daphne petraea</i>	14	1							
<i>Daphne reichsteinii</i>	0				1	CR	D ; E	2004	2
<i>Daphne rodriguezii</i>	3	1							
<i>Daphne taurica</i>	0				1	CR		2006	1
<i>Daucus conchitae</i>	0				1	CR	B1+2c	2006	0
<i>Delphinium caseyi</i>	0	1	CR	B1ab(iii,v)+2ab(iii,v)	1	CR	B1ab (III,V) + 2ab (III,V)	2006	0
<i>Delphinium fissum</i> subsp. <i>sordidum</i>	0				1	CR	B2ac (II,III,IV) ; C2a (I) ; B	2006	0
<i>Delphinium longipes</i>	0				1	CR	B1ab (III,IV,V) + 2ab (I,II,III,IV,V)	2004	0
<i>Delphinium pentagynum</i> subsp. <i>formenteranum</i>	0				1	CR	A3c B1ab (I,II,III) + 2ab (I,II,III)	2006	1
<i>Dendranthema zawadskyi</i>	0	1							
<i>Dianthus arenarius</i> subsp. <i>arenarius</i>	0								
<i>Dianthus arenarius</i> subsp. <i>bohemicus</i>					1	CR	B1+2abce	2006	1
<i>Dianthus carthusianorum</i> subsp. <i>sudeticus</i>	0				1	CR	B1+2c	2006	1
<i>Dianthus cintranus</i> subsp. <i>cintranus</i>	0								
<i>Dianthus dobrogensis</i>	0				1	CR		2006	0
<i>Dianthus fruticosus</i> subsp. <i>karavius</i>	0				1	CR	B1+2c	2006	0
<i>Dianthus gasparrinii</i>	0				1	CR	B1+2c; D	2004	0

<i>Dianthus hypanicus</i>	0	1							
<i>Dianthus ingoldbyi</i>	0				1	CR		2006	0
<i>Dianthus juniperinus</i> subsp. <i>kavusicus</i>	0				1	CR	B1+2c	2006	0
<i>Dianthus marizii</i>	2								
<i>Dianthus morisianus</i>	0				1	CR	B1ab (I,II,III) b (I,II,III)	2004	1
<i>Dianthus multinervis</i>	0				1	EX		2006	0
<i>Dianthus nitidus</i>	2	1							
<i>Dianthus pratensis</i> subsp. <i>racovitzae</i>	0				1	CR		2006	0
<i>Dianthus rupicola</i>	13	1							
<i>Dianthus serotinus</i>	6	1							
<i>Dianthus urumoffii</i>	0	1			1	CR	B1+2ab	2006	0
<i>Dichelyma capillaceum</i>	95	1							
<i>Dicranum viride</i>	401	1							
<i>Digitalis leucophaea</i> subsp. <i>ikarica</i>	0				1	CR	B1+2c	2006	0
<i>Diplazium sibiricum</i>	150								
<i>Diplotaxis ibicensis</i>	56	1							
<i>Diplotaxis siettiana</i>	3	1	CR	B1ac(iv)+2ac(iv)	1	CR	B1ac (IV) + 2ac (IV)	2006	1
<i>Diplotaxis vicentina</i>	4								
<i>Dipsacus cephalarioides</i>	0	1							
<i>Distichophyllum carinatum</i>	2	1	EN	B1+2c, C2a					
<i>Draba cacuminum</i>	76								
<i>Draba cinerea</i>	218								
<i>Draba dorneri</i>	0	1			1	CR		2006	0
<i>Draba simonkaiana</i>	0				1	CR		2006	0
<i>Dracocephalum austriacum</i>	105	1							
<i>Dracocephalum ruyschiana</i>	565	1							
<i>Drepanocladus vernicosus</i>	94								
<i>Dryopteris corleyi</i>	50	1							
<i>Dryopteris fragans</i>	0								

<i>Echinopartum algibicum</i>	9			1	CR	B 1ab (III,V) + 2ab(III,V) ; C2a(II)	2006	1
<i>Elatine gussonei</i>	1			1	CR	B1+2c ; D	2004	1
<i>Eleocharis carniolica</i>	35	1						
<i>Encalypta mutica</i>	42							
<i>Epipactis mecsekensis</i>	0			1	CR	D	2006	0
<i>Eranthis hyemalis var. bulgaricus</i>	0			1	CR	B1+2c	2006	0
<i>Eremoblastus caspicus</i>	0			1	CR		2006	0
<i>Eremopoa mardinensis</i>	0	1						
<i>Eremurus jungei</i>	0			1	CR		2006	0
<i>Erigeron frigidus</i>	5	1						
<i>Erigeron paolii</i>	0			1	CR	A2c	2004	1
<i>Erodium astragaloides</i>	4	1		1	CR	B 1ab(3,5)+ab(3,5)	2006	1
<i>Erodium betekowii</i>	0			1	CR		2006	1
<i>Erodium chrysanthum</i>	2	1						
<i>Erodium paularense</i>	9	1						
<i>Erodium rupicola</i>	15	1						
<i>Erucastrum palustre</i>	0	1		1	CR	B1+2abc	2006	1
<i>Eryngium alpinum</i>	185	1						
<i>Eryngium viviparum</i>	33	1						
<i>Erysimum krynkense</i>	0			1	CR		2006	0
<i>Erysimum kykkoticum</i>	0			1	CR	B 1a + B (V) B2a + B (V)	2004	0
<i>Erysimum pieninicum</i>	0	1						
<i>Erysimum witmannii subsp. pallidiflorum</i>	0			1	CR		2006	1
<i>Euphorbia fontqueriana</i>	2			1	CR	B 1ab (III,V) + 2ab(III,V), C2a(II)	2006	1
<i>Euphorbia gaditana</i>	7			1	CR	B2ab(1,2,3,4,5)	2006	1
<i>Euphorbia margalidiana</i>	2	1	CR			B 1ab(v)+2ab(v)	2006	2
<i>Euphorbia nevadensis</i>	32	1						
<i>Euphorbia stygiana subsp. santamariae</i>	0			1	CR	D	2006	0
<i>Euphorbia transtagana</i>	2							

<i>Euphrasia genargentea</i>	0		1	CR	B1+3c	2006	0
<i>Euphrasia grandiflora</i>	2		1	CR	B2abde, C1	2006	0
<i>Euphrasia marchesettii</i>	4	1					
<i>Euphrasia mendoncae</i>	0		1	CR		2006	0
<i>Evax carpetana</i> var. <i>gallica</i>	0		1	CR	A1c	2006	0
<i>Femeniasia balearica</i>	0		1	CR	B1ab (III,V) + 2ab (III,V)	2004	1
<i>Ferula halophila</i>	2	1					
<i>Ferula orientalis</i>	0	1					
<i>Ferula sadlerana</i>	1		1	CR	A1c	2006	2
<i>Ferula sadleriana</i>	1	1					
<i>Festuca brigantina</i>	11						
<i>Festuca duriotagana</i>	3		1	CR	B1+2a	2006	0
<i>Festuca elegans</i>	97						
<i>Festuca gautieri</i> subsp. <i>lutea</i>	0		1	EX		2006	0
<i>Festuca henriquesii</i>	2						
<i>Festuca pseudosupina</i>	1		1	CR	A1ac	2006	0
<i>Festuca pulchella</i> subsp. <i>scheuchzeriformis</i>	0		1	EX		2006	0
<i>Festuca summilusitana</i>	3						
<i>Fritillaria conica</i>	0	1	1	CR	A1ac	2006	2
<i>Fritillaria drenovskii</i>	3	1					
<i>Fritillaria epirotica</i>	1	1					
<i>Fritillaria euboica</i>	0	1					
<i>Fritillaria graeca</i>	35	1					
<i>Fritillaria gussichiae</i>	1	1					
<i>Fritillaria montana</i>	3	1					
<i>Fritillaria obliqua</i>	1	1					
<i>Fritillaria rhodocanakis</i>	6	1					
<i>Fritillaria thessala</i> subsp. <i>reiseri</i>	0		1	CR	A1ac	2006	1
<i>Fritillaria tuntasia</i>	0	1					

<i>Frullania parvistipula</i>	0	1						
<i>Fumaria jankae</i>	0		1	EX			2006	0
<i>Galium cracoviense</i>	0	1						
<i>Galium globuliferum</i>	0	1						
<i>Galium litorale</i>	0	1						
<i>Galium moldavicum</i>	0	1						
<i>Galium rhodopeum</i>	4	1						
<i>Galium viridiflorum</i>	37	1						
<i>Gaudinia hispanica</i>	4	1						
<i>Genista demarcoi</i>	0		1	CR	B2c+3c		2006	0
<i>Genista dorycnifolia</i>	3	1						
<i>Genista dorycnifolia</i> subsp. <i>grosii</i>	0		1	CR	B1ab (III,V) + 2ab (III,V), C2a(II)		2006	1
<i>Genista gasparrini</i>	0		1	CR	B1+2c		2006	1
<i>Genista holopetala</i>	2	1						
<i>Genista melia</i>	0		1	EX			2006	0
<i>Genista tetragona</i>	0	1	1	CR			2006	0
<i>Genista toluensis</i>	0		1	CR	B1+2c; C1; E		2004	0
<i>Gentiana ligustica</i>	68	1						
<i>Gentiana pneumonanthe</i> subsp. <i>nopcsae</i>	0		1	CR	B2bcd		2006	0
<i>Gentianella anglica</i>	926	1						
<i>Geocaryum bornmuelleri</i>	1		1	EX			2006	0
<i>Geocaryum divaricatum</i>	0		1	EX			2006	0
<i>Geranium cazorlense</i>	15		1	CR	B1ab (III,V) b (III,V)		2006	1
<i>Geum bulgaricum</i>	0	1						
<i>Geum micropetalum</i>	0		1	CR	A1ac		2006	0
<i>Gladiolus felicis</i>	0	1	1	EW			2006	1
<i>Globularia stygia</i>	0	1						
<i>Glycyrrhiza iconica</i>	0	1						
<i>Goniolimon italicum</i>	0		1	CR	E		2004	1

<i>Goniolithon byssoides</i>	0	1							
<i>Grammitis marginella</i> subsp. <i>azorica</i>	0				1	CR	D		2006 0
<i>Gymnigritella runei</i>	3								
<i>Gymnospermium scipetarum</i>	0				1	CR	A1a		2006 0
<i>Gypsophila papillosa</i>	2	1			1	CR	B1+2c		2006 1
<i>Gyrocaryum oppositifolium</i>	3				1	CR	B1+2a		2006 0
<i>Haberlea rhodopensis</i>	10	1							
<i>Halimium verticillatum</i>	0								
<i>Hamatocaulis lapponicus</i>	21								
<i>Haplophyllum bastetanum</i>	0				1	CR	A2 acd B2 ab (I,II,III,IV,V) C2a (I)		2006 0
<i>Hedysarum razoumovianum</i>	0	1							
<i>Hedysarum ucrainicum</i>	0				1	CR			2006 0
<i>Helianthemum alypoides</i>	42	1							
<i>Helianthemum arcticum</i>	0	1							
<i>Helianthemum caput-felis</i>	126	1							
<i>Helianthemum polygonoides</i>	8				1	CR	B1ab (III)+2ab(III)		2006 1
<i>Helianthemum scopulicolum</i>	2				1	CR	B1ab (IV,V) + 2ab(IV,V) ; C2a(II), D		2006 1
<i>Helichrysum melitense</i>	0	1	CR	B1ab(i,ii,iii,iv,v)	1	CR	B1ab (I,II,III,IV, V)		2004 1
<i>Helichrysum sibthorpii</i>	4	1							
<i>Helichrysum taenari</i>	1				1	CR	B1+3c		2006 1
<i>Heptaptera macedonica</i>	0				1	CR			2006 0
<i>Heracleum pubescens</i>	4				1	CR			2006 2
<i>Herniaria algarvica</i>	3	1							
<i>Herniaria ciliolata</i> subsp. <i>subciliata</i>	0				1	EX			2006 0
<i>Herniaria fontanesii</i> subsp. <i>empedocleana</i>	0				1	CR	B1+2c		2006 0
<i>Herniaria latifolia</i> subsp. <i>litardierei</i>	0				1	CR	A2b		2006 0
<i>Herniaria lusitanica</i> subsp. <i>berlengiana</i>	0								
<i>Herniaria maritima</i>	24	1							
<i>Herzogiella turfacea</i>	127								

<i>Hieracium bertisceaum</i>	0		1	CR	B1	2006	0
<i>Hieracium calvum</i>	3		1	CR	D	2006	1
<i>Hieracium chaixianum</i>	0		1	CR	B1	2004	0
<i>Hieracium cophanense</i>	0		1	CR	B1+2c	2006	1
<i>Hieracium eriophorum</i> var. <i>eriophorum</i>	0		1	CR	A1,B1,2ab(i,ii,iii,iv,v);C1a(i)	2006	0
<i>Hieracium graniticola</i>	10		1	CR	D	2006	1
<i>Hieracium grovesii</i>	13		1	CR	D	2006	1
<i>Hieracium hanburyi</i> f. <i>pusillum</i>	0		1	CR	D	2006	1
<i>Hieracium insigne</i>	10		1	CR	D	2006	1
<i>Hieracium lucidum</i>	0		1	CR	B1ab (I,II,III,V) + B2ab (I,II,III,V)	2006	1
<i>Hieracium optimum</i>	8		1	CR	B1+2, D	2006	0
<i>Hieracium pseudocurvatum</i>	13		1	CR	D	2006	0
<i>Hieracium queralense</i>	1		1	CR	D	2006	0
<i>Hieracium radyrense</i>	2		1	CR	D	2006	1
<i>Hieracium recoderi</i>	2		1	CR	D	2006	0
<i>Hieracium snowdowniense</i>	0		1	CR	A1a, D	2006	1
<i>Hieracium texedense</i>	8		1	CR	B1ab(III,IV) (III,V)	2006	1
<i>Hieracium vinyalsianum</i>	0		1	CR	B1ab(III,V)+2ab(III,V) c(IV) ; C2a(II)b	2006	0
<i>Himantoglossum caprinum</i>	6	1					
<i>Hippocrepis prostrata</i>	1		1	CR	B1ab(III)+2ab(III)	2006	1
<i>Hippocrepis tavera-mendozae</i>	2		1	CR	B1ab(III,IV,V)+2ab(III,IV,V) ; C2a(I)	2006	0
<i>Hippuris tetraphylla</i>	127						
<i>Holcus notarisii</i>	0		1	EX		2004	0
<i>Holcus setiglumis</i> subsp. <i>duriensis</i>	0						
<i>Horstrissea dolinicola</i>	0		1	CR	B1ab (II,V) + 2ab (II,V) ; C2a (I) ; D	2006	1
<i>Hyacinthoides vicentina</i>	3						
<i>Hygrohypnum montanum</i>	93						
<i>Hymenostemma pseudanthemis</i>	6	1					
<i>Hypericum aciferum</i>	1	1	1	CR	C2a	2006	1

<i>Hypericum salsugineum</i>	2	1						
<i>Hypericum setiferum</i>	0			1	EX			2006 0
<i>Hypochoeris rutea</i>	3			1	CR	B 1ab II,III,V)+2ab(I,II,III,V)		2006 1
<i>Iberis arbuscula</i>	0	1						
<i>Iberis integerrima</i>	0			1	CR	B 1+2c; D		2004 1
<i>Iberis intermedia</i> subsp. <i>beugesiaca</i>	0			1	CR	D		2006 1
<i>Iberis procumbens</i> subsp. <i>microcarpa</i>	0							
<i>Iberis runemarkii</i>	4			1	CR	B 1+2c, D		2006 0
<i>Iberis timeroyii</i>	0			1	CR	D		2006 1
<i>Ionopsidium acaule</i>	2	1						
<i>Ionopsidium savianum</i>	4	1						
<i>Iris erirrhiza</i>	0			1	CR			2004 1
<i>Iris marsica</i>	3	1						
<i>Iris revoluta</i>	0			1	CR	B 1+2c, D		2006 1
<i>Isatis grammotis</i>	0			1	CR	D		2006 0
<i>Isatis vermia</i>	0			1	CR	B 1+2c		2006 0
<i>Isoetes boryana</i>	18	1						
<i>Isoetes heldreichii</i>	0			1	CR	A 1c		2006 0
<i>Isoetes malinverniana</i>	2	1		1	CR	A 2c, B 2c		2006 2
<i>Jankaea heldreichii</i>	6	1						
<i>Jasione crispa</i> subsp. <i>serpentinica</i>	0							
<i>Jasione heldreichii</i> var. <i>papillosa</i>	0			1	CR			2006 0
<i>Jasione lusitanica</i>	7	1						
<i>Jonopsidium acaule</i>	17							
<i>Jonopsidium savianum</i>	20							
<i>Juncus valvatus</i>	2							
<i>Jungermannia handelii</i>	0	1						
<i>Jurinea cyanoides</i>	107	1						
<i>Jurinea fontqueri</i>	8	1		1	CR	A 3c b(III,V)+2ab(III,V)		2006 1

<i>Kalidiopsis wagenitzii</i>	0	1							
<i>Knautia arvensis</i> subsp. <i>pseudolongifolia</i>	0				1	CR	B1+2c	2006	1
<i>Knautia kitaibelii</i> subsp. <i>tomentella</i>	0				1	CR		2006	0
<i>Kochia saxicola</i>	0	1							
<i>Kosteletzkya pentacarpos</i>	42	1							
<i>Lagoseris purpurea</i>	0	1							
<i>Laminaria ochroleuca</i>	105	1							
<i>Laminaria rodriguezii</i>	22	1							
<i>Lamium glaberrimum</i>	0				1	CR		2006	0
<i>Lamium purpureum</i> var. <i>aznavourii</i>	0				1	CR		2006	0
<i>Lamyropsis microcephala</i>	0	1	CR	B1ab(iii)+2ab(iii)	1	CR	B1ab (III) + 2ab (III) ; D	2006	0
<i>Lanfranco</i>	0				1	EX		2006	0
<i>Laserpitium latifolium</i> subsp. <i>nevadense</i>	0				1	CR	A2cd ; B1+2c	2006	0
<i>Laserpitium longiradium</i>	4	1			1	CR	A2cd, B1+2c	2006	1
<i>Lathyrus nissolia</i> subsp. <i>futakii</i>	0				1	CR		2006	0
<i>Lathyrus pancicii</i>	0				1	CR	B1+2c	2006	0
<i>Lavatera plazzae</i>	0				1	CR	B1+2c; E	2004	0
<i>Lavatera triloba</i> subsp. <i>pallescens</i>	0				1	CR	B1+2c	2006	1
<i>Legousia hybrida</i> var. <i>foliosa</i>	0				1	EX		2006	0
<i>Leontodon boryi</i>	10	1							
<i>Leontodon microcephalus</i>	8	1							
<i>Leontodon siculus</i>	3	1							
<i>Lepidium turczaninowii</i>	0	1			1	CR		2006	0
<i>Leucanthemum vulgare</i> subsp. <i>meridionale</i>	0				1	CR	D	2006	1
<i>Leucojum nicaeense</i>	61	1							
<i>Leuzea longifolia</i>	1				1	CR	B1+2abcde	2006	1
<i>Ligularia sibirica</i>	345	1							
<i>Ligusticum albanicum</i>	0				1	CR		2006	0

<i>Ligusticum huteri</i>	0		1	CR	B 1ab (V) + 2ab (V) ; (II)	2006	1
<i>Lilium jankae</i>	7	1					
<i>Lilium rhodopaeum</i>	3	1					
<i>Limonium aegusae</i>	0		1	CR	B1+2c	2006	1
<i>Limonium albomarginatum</i>	0		1	CR	B1+2c	2006	0
<i>Limonium anatolicum</i>	2	1					
<i>Limonium aphroditae</i>	0		1	CR	B1+2c	2006	0
<i>Limonium aragonense</i>	4		1	CR	B 1ab(I,II,IV)+2ab(I,II,IV)	2006	0
<i>Limonium barceloi</i>	2		1	CR	B 1ab (III,V) + 2ab (III,V)	2006	0
<i>Limonium bellidifolium</i> subsp. <i>dubyi</i>	0		1	EX		2006	0
<i>Limonium calcarae</i>	0		1	CR	D	2004	1
<i>Limonium carvalhoi</i>	1		1	CR	B 1ab (III,V) + 2ab(III,V) ; C2a(II)	2006	0
<i>Limonium catalaunicum</i>	19		1	CR	B 1ab (I,II,III,IV,V)c(I,II,III)+2ab(I,II,III,IV,V) ; C	2004	0
<i>Limonium catanense</i>	0		1	EX		2006	0
<i>Limonium catanzaroi</i>	0		1	CR	B1+2c	2006	1
<i>Limonium coronense</i>	0		1	CR	B1+2c	2006	0
<i>Limonium dodartii</i> subsp. <i>lusitanicum</i>	0						
<i>Limonium dufourii</i>	52		1	CR	A3ce ; B1ab (III,IV,V) + 2ab (III,IV,V)	2006	1
<i>Limonium ejulabilis</i>	1		1	CR	B 1ab (III,V) + 2ab (III,V)	2006	0
<i>Limonium estevei</i>	20		1	CR	B 1ab (III,V) + 2ab (III,V)	2006	1
<i>Limonium inexpectans</i>	2		1	CR	B 1ab (II,III,IV,V) + 2ab 5II,III,IV,V) ; C2a (I); D	2006	0
<i>Limonium insulare</i>	0						
<i>Limonium intermedium</i>	0		1	EW		2006	1
<i>Limonium lanceolatum</i>	7						
<i>Limonium leonardi-llorensii</i>	1		1	CR	B 1ab (III,V) + 2ab (III,V) ; C2a(I) ; D	2006	0
<i>Limonium magallufianum</i>	5		1	CR	B 1ab (III,V) + 2ab(III,V)	2006	1
<i>Limonium majoricum</i>	6		1	CR	B1+2abc	2006	1
<i>Limonium melancholicum</i>	0		1	CR	B1+2c; D	2004	1
<i>Limonium merxmuelleri</i>	0		1	CR	B 1ab (I,II,III,IV,V) + 2ab (I,II,III,IV,V)	2004	1

<i>Limonium messeniacum</i>	0		1	CR	B1+2c	2006	0
<i>Limonium migjornense</i>	5		1	CR	B1ab (III) + 2ab (III)	2006	0
<i>Limonium multiflorum</i>	0						
<i>Limonium opulentum</i>	0		1	CR	B1+2c; D; E	2004	0
<i>Limonium pachynense</i>	0		1	CR	B1+2c	2006	1
<i>Limonium panormitanum</i>	0		1	CR	D	2004	0
<i>Limonium perplexum</i>	8		1	CR	A3c ; B1ab (III,V)c (III) + 2ab (III,V) c3 ; C2a (II)	2006	1
<i>Limonium peucetium</i>	0		1	EX		2006	0
<i>Limonium pseudodictyocladium</i>	0		1	CR	B1ab (III,V) + 2ab (III,V) ; C2a (II)	2006	1
<i>Limonium pseudolaetum</i>	0						
<i>Limonium pulviniforme</i>	0		1	CR	B1+2c	2006	0
<i>Limonium sibthorpiatum</i> subsp. <i>sibthorpiatum</i>	0		1	CR	B1+2c	2006	1
<i>Limonium soboliferum</i>	2		1	CR	A4bc ; B1ab (III) +2ab (II,III)	2004	0
<i>Limonium strictissimum</i>	0		1	CR	B1ab(III,V) + 2ab (III,V)	2006	1
<i>Limonium tamaricoides</i>	2	1					
<i>Limonium tarcoense</i>	0		1	CR	B1+2c	2006	0
<i>Limonium tauromenitanum</i>	0		1	CR	B1+2c	2006	1
<i>Limonium todaroanum</i>	0		1	CR	B1+2c	2006	1
<i>Limonium vigoi</i>	2		1	CR	B1ab (I,II,III,IV,V)	2006	1
<i>Linaria algarviana</i>	6	1					
<i>Linaria benitoi</i>	12		1	CR	B1ab II,III,V) c (I,II,IV)+2ab (I,II,III,V) ; C	2004	0
<i>Linaria coutinhoi</i>	1		1	CR		2006	0
<i>Linaria ficvalhoana</i>	4	1					
<i>Linaria flava</i>	15	1					
<i>Linaria hellenica</i>	0	1					
<i>Linaria loeselii</i>	3	1					
<i>Linaria pseudolaxiflora</i>	1	1					
<i>Linaria ricardoii</i>	0	1	1	CR	A1ac, E	2006	1
<i>Linaria tonzigii</i>	2						

<i>Linaria tursica</i>	3	1							
<i>Lindernia procumbens</i>	745	1							
<i>Linum dolomiticum</i>	5	1			1	CR	B1+3e	2006	2
<i>Linum muelleri</i>	0				1	CR	B1ab (I,II,II,IV,V) + (I,II,III,IV,V)	2004	0
<i>Linum pallasianum</i> subsp. <i>borzeanum</i>	0				1	CR	D	2006	0
<i>Linum phitosianum</i>	1				1	CR	B1+2c, C2a	2006	0
<i>Linum tauricum</i> subsp. <i>bosphori</i>	0				1	CR		2006	0
<i>Liparis loeselii</i>	2932	1							
<i>Lithodora nitida</i>	13	1	EN				B1ab(i,ii,iii,iv,v)+2ab(i,ii,iii,iv,v)		
<i>Lithophyllum lichenoides</i>	76	1							
<i>Logfia neglecta</i>	2				1	EX		2006	0
<i>Lolium remotum</i>	533				1	CR	A1abc	2006	3
<i>Lomelosia minoana</i> subsp. <i>asterusica</i>	0				1	CR	B1+2c	2006	0
<i>Lunaria telekiana</i>	0				1	CR	B2a	2006	0
<i>Lupinus mariae-josephi</i>	6				1	EW		2006	1
<i>Luronium natans</i>	3657	1							
<i>Luzula arctica</i>	101								
<i>Lysimachia minoricensis</i>	1	1	EW		1	EW		2006	3
<i>Lythrum flexuosum</i>	21	1							
<i>Lythrum thesioides</i>	3	1							
<i>Lythrum thesioides</i> subsp. <i>thesioides</i> f. 'Europe'	0				1	CR	A2ac, B1+3ab	2006	1
<i>Mandragora officinarum</i>	3	1							
<i>Mannia triandra</i>	13	1							
<i>Marsilea azorica</i>	0				1	CR	B1+3abce	2006	3
<i>Marsilea batardae</i>	93	1							
<i>Marsilea quadrifolia</i>	1221	1							
<i>Marsilea strigosa</i>	145	1							
<i>Marsupella profunda</i>	31	1	LR/lc						

<i>Meesia longiseta</i>	79	1							
<i>Melilotus segetalis</i> subsp. <i>fallax</i>	0								
<i>Microcnemum coralloides</i> subsp. <i>anatolicum</i>	0	1							
<i>Micromeria taygetea</i>	0	1							
<i>Micropyropsis tuberosa</i>	10	1							
<i>Minuartia athoa</i> subsp. <i>neoiraklitsa</i>	0				1	CR	B1+2c	2006	0
<i>Minuartia dirphya</i>	0				1	CR	B1ab (III,V) + 2ab (III,V)	2004	1
<i>Minuartia greuteriana</i>	3				1	CR	B1+2c	2006	0
<i>Minuartia moraldoi</i>	0				1	CR	B1+2c ; C2b	2004	1
<i>Minuartia parnonia</i>	0				1	CR	A1c, B1+2c	2006	0
<i>Minuartia smejkalii</i>	0	1			1	CR	A1a	2006	0
<i>Minuartia wettsteinii</i> subsp. <i>wettsteinii</i>	0				1	CR	A1c, B1+2c	2006	0
<i>Moehringia fontqueri</i>	3	1	EN	B1ac(iv)+2ac(iv)					
<i>Moehringia hypanica</i>	0	1			1	CR		2004	0
<i>Moehringia intricata</i> subsp. <i>tejedensis</i>	0				1	CR	B1ab(III)	2006	1
<i>Moehringia jankae</i>	3	1							
<i>Moehringia lateriflora</i>	816								
<i>Moehringia tommasinii</i>	5	1							
<i>Murbeckiella sousae</i>	0	1							
<i>Muscari gussonei</i>	3	1							
<i>Myosotis azorica</i>	7				1	CR	B2d+3de,	2006	1
<i>Myosotis lusitanica</i>	3								
<i>Myosotis praecox</i>	7	1							
<i>Myosotis refracta</i> subsp. <i>aegagrophila</i>	0				1	CR		2006	0
<i>Myosotis rehsteineri</i>	173	1			1	EN	B1+2abcd CR (1994))	2006	3
<i>Myosotis retusifolia</i>	3								
<i>Myosotis solange</i>	0				1	CR	B1+2c	2006	0
<i>Najas flexilis</i>	1157	1							

<i>Najas tenuissima</i>	12	1							
<i>Narcissus angustifolius</i>	0	1							
<i>Narcissus asturiensis</i>	153								
<i>Narcissus calcicola</i>	6								
<i>Narcissus cyclamineus</i>	29								
<i>Narcissus fernandesii</i>	41								
<i>Narcissus humilis</i>	3								
<i>Narcissus longispathus</i>	19	1	EN		B1b(iii,v)c(iv)+2b(iii,v)c(iv)				
<i>Narcissus nevadensis</i>	18	1							
<i>Narcissus nevadensis</i> subsp. <i>enemeritoidi</i>	0					1	CR	B1ab (III,IV,V)+2ab, C1+2a (II)	2006 0
<i>Narcissus pseudonarcissus</i> subsp. <i>nobilis</i>	0								
<i>Narcissus scaberulus</i>	0	1							
<i>Narcissus triandrus</i>	162	1							
<i>Narcissus triandrus</i> subsp. <i>capax</i>	0					1	VU	CR (1990))	2004 2
<i>Narcissus viridiflorus</i>	2	1							
<i>Naufraga balearica</i>	6	1	CR		B1ab(v)+2ab(v)	1	CR	B1ab (V) +2ab (V)	2004 2
<i>Nepeta amethystine</i> subsp. <i>anticaria</i>	0					1	CR	B1ab(II,III,V)+2ab(II,III,V)	2006 1
<i>Nepeta dirphya</i>	0	1							
<i>Nepeta hispanica</i> subsp. <i>hispanica</i>	0					1	EX		2006 0
<i>Nepeta rtanjensis</i>	0					1	CR	B2c	2006 1
<i>Nepeta sphaciotica</i>	2	1				1	CR	B1+3c ; E	2006 0
<i>Nigella degenii</i> subsp. <i>minor</i>	0					1	CR	D	2006 1
<i>Notothylas orbicularis</i>	3	1							
<i>Odontites granatensis</i>	3	1				1	CR	A2abde ; B1ab (III,V) + 2ab (III,V)	2006 1
<i>Oenanthe conioides</i>	25	1				1	CR	A1ac, B1+2c	2006 1
<i>Omphalodes kuzinskyana</i>	1					1	CR	B1+2ade	2006 2
<i>Omphalodes kuzinskyanae</i>	0	1							
<i>Omphalodes littoralis</i>	99	1							
<i>Onobrychis peloponnesiaca</i>	0					1	CR	B1+2c	2006 0

<i>Ononis azcaratei</i>	7		1	CR	B 1ab II,III,IV,V)+2ab(I,II,III,IV,V)	2006	0
<i>Ononis hackelii</i>	3						
<i>Ononis maweana</i>	3	1					
<i>Onopordum eriocephalum</i>	1		1	CR	A1a,c	2006	1
<i>Onosma arenaria</i> subsp. <i>pyramidata</i>	0		1	CR	A1a,c; C1	2006	1
<i>Onosma austriaca</i>	0		1	CR		2006	0
<i>Onosma fastigiata</i> subsp. <i>atlantica</i>	0		1	CR	A1ac, D	2006	1
<i>Onosma graniticola</i>	0		1	CR		2006	0
<i>Onosma halophilum</i>	2	1					
<i>Onosma polyphylla</i>	1	1					
<i>Onosma proponticum</i>	0	1	1	CR	A2cd, E	2004	0
<i>Onosma sangiasense</i>	0		1	CR	B1+2c	2006	0
<i>Onosma stridii</i>	0		1	CR	B1+3c	2006	0
<i>Onosma tornensis</i>	2	1	1	CR	B1+2c	2006	2
<i>Onosma troodi</i>	1	1					
<i>Ophioglossum polyphyllum</i>	17	1					
<i>Ophrys argolica</i>	0	1					
<i>Ophrys celiensis</i>	0		1	CR	B1+2c	2006	0
<i>Ophrys isaura</i>	0	1					
<i>Ophrys kotschyi</i>	1	1					
<i>Ophrys lunulata</i>	3	1					
<i>Ophrys lycia</i>	0	1					
<i>Ophrys oestriifera</i>	3	1					
<i>Ophrys taurica</i>	0	1					
<i>Orchis nervulosa</i>	0		1	CR		2004	0
<i>Orchis provincialis</i>	32	1					
<i>Orchis punctulata</i>	10	1					
<i>Origanum cordifolium</i>	2	1					
<i>Origanum dictamnus</i>	16	1					
<i>Origanum scabrum</i>	10	1					

<i>Origanum symes</i>	2		1	CR	B1+2c	2006	0
<i>Ornithogalum reverchonii</i>	4	1					
<i>Orthothecium lapponicum</i>	23						
<i>Orthotrichum rogeri</i>	134	1					
<i>Oxytropis deflexa</i> subsp. <i>norvegica</i>	0	1					
<i>Oxytropis javalambrensis</i>	0		1	CR	B2ac(III,IV)	2006	1
<i>Oxytropis kozhuharovii</i>	0		1	CR	B1+3e	2006	0
<i>Paeonia cambessedesii</i>	11	1					
<i>Paeonia clusii</i> subsp. <i>rhodia</i>	0	1					
<i>Paeonia officinalis</i> subsp. <i>banatica</i>	0	1					
<i>Paeonia parnassica</i>	2	1					
<i>Paeonia tenuifolia</i>	5	1					
<i>Palaeocyanus crassifolius</i>	0	1					
<i>Papaver laestadianum</i>	2						
<i>Papaver lapponicum</i>	409	1					
<i>Papaver radicum</i> subsp. <i>hyperboreum</i>	0						
<i>Paronychia bornmuelleri</i>	1		1	EX		2006	0
<i>Pastinaca sativa</i> subsp. <i>fleischmannii</i>	0		1	EW		2006	1
<i>Pedicularis sudetica</i>	221	1					
<i>Persicaria foliosa</i>	57						
<i>Petagnaea gussonei</i>	0		1	CR	B1+B2c	2006	2
<i>Petagnia saniculifolia</i>	0	1					
<i>Petalophyllum ralfsii</i>	261	1					
<i>Petrocoptis grandiflora</i>	17	1					
<i>Petrocoptis montsicciana</i>	2	1					
<i>Petrocoptis pseudoviscosa</i>	1	1					
<i>Peucedanum kyriakae</i>	0		1	CR	B1a + 2a + c1	2006	0
<i>Peucedanum nebrodense</i>	0		1	CR	B1+2c	2006	1
<i>Peucedanum officinale</i> subsp.	0		1	CR	B1ab (III,V) + 2ab (III,V) ; C2a (I,II) ; D	2006	0

<i>brachyradium</i>									
<i>Phagnalon metlesicsii</i>	0			1	CR	B1+2c		2006	0
<i>Phleum sardoum</i>	0			1	CR	B1+2c		2006	1
<i>Phlomis brevibracteata</i>	0	1							
<i>Phlomis cypria</i>	0	1							
<i>Phlomis x margaritae</i>	0			1	CR	B1ab(III)+2ab(III);C2a(I,II);D		2006	1
<i>Phoenix theophrasti</i>	5	1	LR/nt						
<i>Physoplexis comosa</i>	47	1							
<i>Picris willkommii</i>	5	1							
<i>Pilularia minuta</i>	15	1							
<i>Pinguicula bohemica</i>	0			1	CR	A1a		2006	1
<i>Pinguicula crystallina</i>	1	1							
<i>Pinguicula nevadensis</i>	11	1							
<i>Pinguicula poldinii</i>	1			1	CR	E		2004	2
<i>Pirinia koenigii</i>	0			1	CR	D		2006	0
<i>Plagiomnium drummondii</i>	102								
<i>Plantago algarbiensis</i>	1			1	CR	D		2006	1
<i>Plantago almogravensis</i>	2			1	CR	D		2006	1
<i>Plantago atrata</i> subsp. <i>sudetica</i>	0			1	CR	B1+2c		2006	0
<i>Platanthera obtusata</i> subsp. <i>oligantha</i>	0	1	* Substantial data are available for the species						
<i>Poa granitica</i>	1	1							
<i>Poa langeana</i>	0			1	EX			2006	0
<i>Poa margillicola</i>	0			1	CR	B1+2c		2006	0
<i>Poa riphaea</i>	0	1		1	CR	D		2006	1
<i>Poa sejuncta</i>	0			1	CR			2004	0
<i>Polemonium boreale</i>	199	1							
<i>Polygala apiculata</i>	0			1	CR	B1ab(iv)		2006	1
<i>Polygala helenae</i>	0			1	CR	B1ab (III) +2ab (III)		2006	0
<i>Polygala pisauensis</i>	2			1	CR	E		2004	0

<i>Polygala sinisica</i>	0		1	CR	B 1ab (II) +2ab (II)	2006	0
<i>Polygonum praelongum</i>	0	1					
<i>Posidonia oceanica</i>	405	1					
<i>Potentilla collina</i>	238		1	EX		2006	0
<i>Potentilla delphinensis</i>	51	1					
<i>Potentilla emilii-popii</i>	0	1					
<i>Potentilla praecox</i>	3		1	CR	A4d, B1+2c	2006	0
<i>Potentilla rhenana</i>	6		1	CR	B1+2c	2006	0
<i>Potentilla silesiaca</i>	0	1					
<i>Potentilla vulgarica</i>	0		1	EX		2006	0
<i>Potentilla wimanniana</i>	0		1	CR		2006	0
<i>Potentilla wismariensis</i>	0		1	CR		2006	1
<i>Primula apennina</i>	2	1					
<i>Primula deorum</i>	2	1					
<i>Primula egaliksensis</i>	150	1					
<i>Primula frondosa</i>	0	1					
<i>Primula glaucescens</i>	2	1					
<i>Primula nutans</i>	270						
<i>Primula palinuri</i>	4	1					
<i>Primula scandinavica</i>	1349						
<i>Primula spectabilis</i>	4	1					
<i>Primula wulfeniana</i>	1	1					
<i>Primula wulfenianum</i> subsp. <i>baumgarteniana</i>	0		1	EW		2006	4
<i>Pseudarrhenatherum pallens</i>	0		1	CR	D, E	2006	0
<i>Pseudomisopates rivas-martinezii</i>	4		1	CR	B 1ab (III)+2ab (III) ; C2a(II)	2004	1
<i>Ptilophora mediterranea</i>	0	1					
<i>Puccinellia gussonei</i>	0		1	EX		2006	0
<i>Puccinellia pannonica</i>	0		1	EX		2006	0
<i>Puccinellia phryganodes</i>	284						

<i>Puccinellia pungens</i>	5	1						
<i>Pulsatilla grandis</i>	18	1						
<i>Pulsatilla oenipontana</i>	3			1	CR	A1ac, B1+2c, C1	2006	0
<i>Pulsatilla patens</i>	484	1						
<i>Pulsatilla pratensis</i> subsp. <i>hungarica</i>	0			1	CR	B2c+3c	2006	1
<i>Pulsatilla slavica</i>	4	1						
<i>Pulsatilla vulgaris</i> subsp. <i>gotlandica</i>	0							
<i>Pyramidula tetragona</i>	17	1						
<i>Pyrus anatolica</i>	0	1	LR/nt					
<i>Pyrus magyarica</i>	0			1	CR	D	2006	0
<i>Quercus mestensis</i>	0			1	CR	B1+2c	2006	0
<i>Ramonda serbica</i>	2	1						
<i>Ranunculus altitatisensis</i>	0			1	CR	B1+2c	2006	1
<i>Ranunculus elisae</i>	0			1	CR	D	2006	0
<i>Ranunculus fontanus</i>	3	1						
<i>Ranunculus kykkoensis</i>	2	1						
<i>Ranunculus lapponicus</i>	381							
<i>Ranunculus montserratii</i>	1			1	CR	B1ab (IV,V) + 2ab (IV,V) ; C2a (II)	2006	0
<i>Ranunculus radinotrichus</i>	2			1	CR	B2c+3c	2006	0
<i>Ranunculus stojanovii</i>	0			1	CR	B2c+3c	2006	0
<i>Ranunculus sylviae</i>	0			1	CR	D	2006	0
<i>Ranunculus veronicae</i>	0			1	CR	D	2006	1
<i>Ranunculus weyleri</i>	8	1						
<i>Reseda decursiva</i>	39	1						
<i>Rhamnus lojaconoi</i>	0			1	CR	B1+2d	2006	0
<i>Rhamnus persicifolius</i>	0			1	CR	D	2004	1
<i>Rhazya orientalis</i>	2	1		1	CR	A1bc, B1+2c	2006	3
<i>Rheum rhaponticum</i>	54	1						
<i>Rhinanthus cretaceus</i>	0			1	CR		2004	0
<i>Rhynchosinapis erucastrum</i> subsp.	0							

cintrana

<i>Ribes sardoum</i>	0	1	CR	B1ab(v)+2ab(v)	1	CR	B1ab (V) + (V)	2006	1
<i>Riccia breidlerii</i>	7	1							
<i>Riella helicophylla</i>	20	1							
<i>Romulea limbarae</i>	0				1	CR	B1+2c	2006	1
<i>Rorippa valdes-bermejoi</i>	1				1	CR	B1ab(I,II,III,IV,V)+2ab(I,II,III,IV,V);C1+2a(II)b	2006	1
<i>Rosa donetzica</i>	0				1	CR		2006	1
<i>Rosmarinus tomentosus</i>	27	1							
<i>Rouya polygama</i>	6	1							
<i>Rubia balearica</i> subsp. <i>caespitosa</i>	0				1	CR	B1ab(IV)+2ab(IV)	2004	1
<i>Rumex rupestris</i>	480	1							
<i>Rupicapnos africana</i>	63	1							
<i>Sagina boydii</i>	0				1	EW		2006	3
<i>Salicornia heterantha</i>	0				1	CR		2006	0
<i>Salicornia veneta</i>	4	1							
<i>Salix hastata</i> subsp. <i>picoeuropeana</i>	0				1	CR	D2	2006	1
<i>Salix hastata</i> subsp. <i>sierrae-nevadae</i>	0				1	CR	B1ab (III) + 2ab (III) ; C2a (I) ; D	2006	1
<i>Salix salvifolia</i> subsp. <i>australis</i>	0								
<i>Salsola anatolica</i>	0	1							
<i>Salvia ceratophylloides</i>	0				1	CR	A1a,c	2006	1
<i>Salvia crassifolia</i>	0	1							
<i>Salvia desoleana</i>	0				1	CR	D	2004	2
<i>Salvia tingitana</i>	1				1	EW		2006	3
<i>Salvia veneris</i>	0				1	CR	B1ac (IV)	2004	0
<i>Salvinia natans</i>	252	1							
<i>Santolina elegans</i>	11	1							
<i>Santolina impressa</i>	3								
<i>Santolina melidensis</i>	7				1	CR	B1ab(II,III,V)+2ab(II,III,V)	2006	1
<i>Santolina semidentata</i>	11								
<i>Saponaria halophila</i>	2	1							

<i>Saponaria jagelii</i>	0			1	CR	B 1ab (I,II,III,V) + B2ab (I,II,III,V)	2006	1
<i>Satureja acropolitana</i>	0			1	EX		2006	0
<i>Saussurea porcii</i>	0			1	CR		2006	0
<i>Saxifraga berica</i>	0	1						
<i>Saxifraga cintrana</i>	0	1						
<i>Saxifraga florulenta</i>	0	1						
<i>Saxifraga hirculus</i>	2250	1						
<i>Saxifraga oppositifolia</i> subsp. <i>amphibia</i>	0			1	EX		2006	0
<i>Saxifraga osloënsis</i>	0							
<i>Saxifraga presolanensis</i>	1	1						
<i>Saxifraga rosacea</i> subsp. <i>hartii</i>	0			1	CR	B1+2c, D	2006	2
<i>Saxifraga tombeanensis</i>	4	1						
<i>Saxifraga valdensis</i>	23	1						
<i>Saxifraga vayredana</i>	7	1						
<i>Scabiosa achaeta</i>	0			1	EX		2006	0
<i>Scapania massalongi</i>	10	1						
<i>Schimmelmanna schousboei</i>	0	1						
<i>Schivereckia podolica</i>	3	1						
<i>Scilla dimartinoi</i>	0			1	CR	B1+2c	2006	1
<i>Scilla morrisii</i>	0	1	CR			B 1ab (i,ii,iii)+2ab(i,ii,iii)	2006	2
<i>Scilla odorata</i>	6	1						
<i>Scrophularia exilis</i>	0			1	CR		2004	0
<i>Scrophularia viciosoi</i>	21			1	CR	B1 + 2c	2006	1
<i>Sedum annuum</i> subsp. <i>gussonei</i>	0			1	CR	E	2004	0
<i>Sedum borissovae</i>	0			1	CR		2004	2
<i>Sedum villosum</i> var. <i>pentandrum</i>	0			1	CR	A1;B2ab(i,ii,iii,iv,v);E	2006	1
<i>Sempervivum pittonii</i>	2			1	CR	B1+2c	2006	3
<i>Senecio alboranicus</i>	1			1	CR	B 1ab(III,V)c(IV)+2ab(III,V) C(IV)	2006	1
<i>Senecio elodes</i>	6	1						

<i>Senecio jacobea</i> subsp. <i>gotlandicus</i>	0							
<i>Senecio nevadensis</i>	5	1						
<i>Serratula tanaitica</i>	0	1						
<i>Seseli djianeae</i>	0		1	CR	A2a,c		2004	0
<i>Seseli intricatum</i>	4	1						
<i>Sesleria tuzsonii</i>	0		1	EX			2006	0
<i>Sideritis cypria</i>	0	1						
<i>Sideritis incana</i> subsp. <i>glauca</i>	0	1						
<i>Sideritis javalambrensis</i>	5	1						
<i>Sideritis serrata</i>	5	1	1	CR	B2ab (II)		2006	1
<i>Silene ammophila</i> subsp. <i>ammophila</i>	0		1	CR	B1+2c		2006	0
<i>Silene astrachanica</i>	0		1	CR			2006	0
<i>Silene cephalenia</i> subsp. <i>cephallenia</i>	0		1	CR	B1+2c(iv)		2006	0
<i>Silene conglomeratica</i>	0		1	CR	A1c		2006	0
<i>Silene cretacea</i>	0	1						
<i>Silene dirphya</i>	1		1	CR	B1+2c		2006	0
<i>Silene furcata</i> subsp. <i>angustiflora</i>	0	1						
<i>Silene gazulensis</i>	1		1	CR	B1ab (III,V)+2ab(III,IV), C2a(II)		2006	1
<i>Silene guicciardii</i>	0		1	EX			2006	0
<i>Silene haussknechtii</i>	8	1						
<i>Silene hicesiae</i>	0		1	CR	B1ab (IV,V) + 2ab (IV,V)		2006	1
<i>Silene hifacensis</i>	35	1						
<i>Silene holzmanii</i>	3							
<i>Silene hypanica</i>	0		1	CR			2004	1
<i>Silene ichnusae</i>	0		1	CR	D		2004	0
<i>Silene integripetala</i> subsp. <i>elaphonesiaca</i>	0		1	CR	B1+2c		2006	0
<i>Silene integripetala</i> subsp. <i>lidenii</i>	0		1	CR	A1c		2006	0
<i>Silene jailensis</i>	0		1	CR			2004	0
<i>Silene linicola</i>	48		1	EW	A1abcde, E		2006	2

<i>Silene longicilia</i>	2							
<i>Silene mariana</i>	16	1						
<i>Silene nikolicii</i>	0		1	CR			2006	0
<i>Silene orphanidis</i>	3	1						
<i>Silene pompeiopolitana</i>	0	1						
<i>Silene rothmaleri</i>	3	1						
<i>Silene salsuginea</i>	2	1						
<i>Silene sanctae-therasiae</i>	0		1	CR	D; E		2004	0
<i>Silene sangaria</i>	2	1						
<i>Silene stockenii</i>	3		1	CR	B1b II,III,IV,V) c (IV)+2b(I,II,III,IV,V); C (IV)		2006	1
<i>Silene taygetea</i>	2		1	CR	B1+2c		2006	0
<i>Silene uniflora</i> subsp. <i>cratericola</i>	0		1	CR	B1+2c		2006	1
<i>Silene velutina</i>	15	1						
<i>Sisymbrium cavanillesianum</i>	10	1						
<i>Sisymbrium confertum</i>	0	1						
<i>Sisymbrium supinum</i>	804	1						
<i>Soldanella villosa</i>	46	1						
<i>Solenanthus albanicus</i>	3	1						
<i>Solenanthus krasniqii</i>	0		1	CR	B1+2ce, C2ab, D		2006	0
<i>Solenanthus reverchonii</i>	1		1	CR	C2b, D		2006	1
<i>Sonchus erzincanicus</i>	0	1						
<i>Sorbus leyana</i>	32		1	CR	B1+2c, D		2006	1
<i>Sorbus parumlobata</i>	9		1	CR	D		2006	0
<i>Sorbus teodori</i>	58							
<i>Sorbus wilmottiana</i>	16		1	CR	B1+2c, D		2006	2
<i>Sphaerophysa kotschyana</i>	2	1						
<i>Sphagnum pylaisii</i>	10	1						
<i>Spiraea media</i> subsp. <i>polonica</i>	0		1	CR			2006	0
<i>Spiranthes aestivalis</i>	1920	1						
<i>Stachys aimerici</i>	0		1	CR	B1		2006	0

<i>Stachys albanica</i>	0		1	EX		2006	0
<i>Stachys spreintzenhoferi</i> subsp. <i>virella</i>	0		1	CR	B1+2c, C2ab, D	2006	0
<i>Sternbergia candida</i>	0	1					
<i>Steveniella satyrioides</i>	0	1					
<i>Stipa adoxa</i>	0		1	CR		2004	1
<i>Stipa austroitalica</i>	6	1					
<i>Stipa bavarica</i>	0	1					
<i>Stipa danubialis</i>	0	1	1	CR		2006	0
<i>Stipa fallacina</i>	0		1	CR		2004	0
<i>Stipa majalis</i>	0		1	CR		2006	0
<i>Stipa pulcherrima</i> subsp. <i>bavarica</i>	0		1	CR	B1+2c	2006	4
<i>Stipa styriaca</i>	20	1	1	CR	A1c, B1+2c	2006	0
<i>Stipa syreistschikowii</i>	0	1					
<i>Stipa veneta</i>	0						
<i>Suaeda cucullata</i>	0	1					
<i>Suaeda pelagica</i>	0		1	CR	B1+2c	2006	0
<i>Suaeda pruinosa</i> var. <i>kochii</i>	0		1	EX		2006	0
<i>Succisa pinnatifida</i>	7		1	CR	B2ab (II,IV,V)	2006	0
<i>Symphytum cycladense</i>	2	1					
<i>Syringa josikaea</i>	51	1					
<i>Tanacetum funkii</i>	0		1	EX		2006	0
<i>Taraxacum caramanicae</i>	0		1	CR	B1+2c	2006	0
<i>Taraxacum decrepitum</i>	0		1	CR	B1+2c	2006	0
<i>Taraxacum gaditanum</i>	1		1	CR	B1ab (II,III,IV,V)+2ab(I,II,III,IV,V)	2006	1
<i>Taraxacum iberanthum</i>	2		1	CR	B2ab (I,II,III)	2006	0
<i>Taraxacum pieninicum</i>	0		1	CR	D	2006	1
<i>Taraxacum solenanthinum</i>	1		1	CR	B2ac (II,III)	2006	0
<i>Taraxacum stenospermum</i>	1		1	CR	D	2006	0
<i>Taraxacum vinosum</i>	1		1	CR	B1ab(I,II,III,IV,V) + (I,II,III,IV,V)	2006	0

<i>Tayloria rudolphiana</i>	5	1						
<i>Teline tribracteolata</i>	11		1	CR	B2ab(I,II,III,IV,V)		2006	0
<i>Tephroseris integrifolia</i> subsp. <i>serpentini</i>	0		1	CR	A1c		2006	0
<i>Tephroseris integrifolia</i> subsp. <i>vindellicorum</i>	0		1	CR	A1c		2006	0
<i>Tephroseris longifolia</i> subsp. <i>moravica</i>	0		1	CR			2006	1
<i>Teucrium charidemi</i>	26	1						
<i>Teucrium cravense</i>	1		1	CR	B1		2006	1
<i>Teucrium lamiifolium</i>	0	1						
<i>Teucrium lepicephalum</i>	57	1						
<i>Teucrium turredanum</i>	15	1						
<i>Thermopsis turcica</i>	0	1						
<i>Thesium ebracteatum</i>	134	1						
<i>Thesium vlachorum</i>	1		1	CR	B1+2c		2006	0
<i>Thlaspi cariense</i>	0	1						
<i>Thlaspi jankae</i>	4	1						
<i>Thorella verticillatinundata</i>	11	1						
<i>Thymelea broterana</i>	0	1						
<i>Thymus aznavourii</i>	0	1	1	CR			2006	0
<i>Thymus camphoratus</i>	11	1						
<i>Thymus carnosus</i>	21	1						
<i>Thymus cephalotos</i>	3	1						
<i>Thymus herba-barona</i> subsp. <i>bivalens</i>	0		1	CR	B1ab(III,V)+2ab(III,V) ; C2a(II)		2006	1
<i>Thymus hyemalis</i> subsp. <i>millefloris</i>	0		1	CR	B1ab(III,V) + 2ab(III,V)		2006	0
<i>Thymus lotocephalus</i>	0							
<i>Thymus oehmianus</i>	0		1	CR			2006	0
<i>Thymus webbianus</i>	16		1	CR	B1ab(III)+2ab(III)		2006	0
<i>Tortella rigens</i>	7							
<i>Trachelium asperuloides</i>	0	1						

<i>Trachomitum venetum</i> subsp. <i>tauricum</i>	0		1	CR	D	2004	0
<i>Tragopogon pseudocastellanus</i>	2		1	CR	A2c ; B2ab(I,II,V) ; D	2006	1
<i>Trapa annosa</i>	0		1	EX		2006	0
<i>Trapa natans</i>	985	1					
<i>Trichomanes speciosum</i>	1137	1					
<i>Trifolium banaticum</i>	0	1					
<i>Trifolium barbeyi</i>	0		1	CR	A1c	2006	0
<i>Trifolium pachycalyx</i>	0	1					
<i>Trifolium saxatile</i>	48	1					
<i>Trifolium uniflorum</i> subsp. <i>savianum</i>	0		1	CR	A1c	2006	0
<i>Trigonella arenicola</i>	2	1					
<i>Trigonella halophila</i>	0	1					
<i>Trigonella polycarpa</i>	0	1					
<i>Trisetum subalpestre</i>	59	1					
<i>Tuberaria major</i>	2	1					
<i>Tulipa aximensis</i>	0		1	CR	A1ac, D	2006	2
<i>Tulipa billietiana</i>	0		1	EW		2006	1
<i>Tulipa cypria</i>	0	1					
<i>Tulipa didieri</i>	1		1	CR	A1ac, C1	2006	3
<i>Tulipa goulimyi</i>	2	1					
<i>Tulipa grengiolensis</i>	0		1	CR	A4d, C2a, E	2006	2
<i>Tulipa hungarica</i>	0	1					
<i>Tulipa lortetii</i>	1		1	CR	A1ac	2006	1
<i>Tulipa marjoletii</i>	0		1	EW		2006	3
<i>Tulipa mauriana</i>	1		1	CR	A1ac	2006	3
<i>Tulipa montisandrei</i>	0		1	CR	A1ac, D	2006	1
<i>Tulipa planifolia</i>	1		1	EW		2006	2
<i>Tulipa platystigma</i>	3		1	CR	B1+2c, D	2006	1
<i>Tulipa praecox</i>	21	1					

<i>Tulipa scythica</i>	0		1	CR		2006	1
<i>Tulipa serbica</i>	0		1	CR	B2c	2006	1
<i>Tulipa sprengeri</i>	1	1					
<i>Typha minima</i>	45	1					
<i>Typha shuttleworthii</i>	14	1					
<i>Vaccinium arctostaphylos</i>	6	1					
<i>Valantia calva</i>	0		1	CR	C2a, D	2004	0
<i>Valerianella falconida</i>	0		1	CR		2004	0
<i>Verbascum afyonense</i>	0	1					
<i>Verbascum basivelatum</i>	0	1					
<i>Verbascum charidemi</i>	4		1	CR	B1ab(II,III,IV,V)c(III,IV)+2ab(II,III,IV,V)c(I II,IV); C2a(I)b	2004	1
<i>Verbascum cylleneum</i>	1	1					
<i>Verbascum degenii</i>	0	1	1	CR		2006	0
<i>Verbascum litigiosum</i>	2						
<i>Verbascum purpureum</i>	0	1					
<i>Verbascum stepporum</i>	0	1					
<i>Veronica chamaepithyoides</i>	1		1	CR	B1ab(II,IV)c(IV)+2ab(II,IV)c(IV);C2a(I)b; D; E	2006	0
<i>Veronica dabneyi</i>	1		1	CR	A2b; C	2006	1
<i>Veronica euxina</i>	0	1	1	CR	B1+2abcd	2006	0
<i>Veronica micrantha</i>	12						
<i>Veronica oetaea</i>	5	1	1	CR	B1+2c	2006	0
<i>Veronica tenuifolia</i> subsp. <i>fontqueri</i>	0		1	CR	B2b(IV) ; C(IV)	2004	0
<i>Veronica turrilliana</i>	0	1					
<i>Vicia bifoliolata</i>	2	1	1	CR	B1ab(IV)+2ac(IV), D	2006	1
<i>Vicia davisii</i>	0		1	CR	B1+2c	2006	0
<i>Vicia dennesiana</i>	0		1	EX		2006	0
<i>Vicia giacominiiana</i>	0		1	CR	B1+2c	2006	0
<i>Vincetoxicum pannonicum</i>	0	1	1	CR		2006	1
<i>Viola allchariensis</i> subsp. <i>allchariensis</i>	0		1	CR	D	2006	4

T-PVS/Inf (2009)

<i>Viola arsenica</i>	0			1	CR	B1+2a, D	2006	0
<i>Viola atfois</i>	2	1						
<i>Viola cazorlensis</i>	28	1						
<i>Viola cryana</i>	19	1		1	EX		2006	0
<i>Viola delphinantha</i>	9	1						
<i>Viola hispida</i>	43	1		1	CR	A1a	2006	2
<i>Viola jaubertiana</i>	5	1						
<i>Viola pseudomirabilis</i>	1			1	CR	A1a,c; C1	2004	0
<i>Viola rupestris</i> subsp. <i>relicta</i>	0							
<i>Viola ucriana</i>	0			1	CR	B1ab ,III,V) + 2ab (II,III,V)	2006	1
<i>Wagenitzia lancifolia</i>	0	1						
<i>Woodwardia radicans</i>	157	1						
<i>Wulfenia baldaccii</i>	1			1	EW		2006	3
<i>Zelkova abelicea</i>	11	1	VU			B1+2ce, D2		
<i>Zelkova sicula</i>	0			1	CR	B1ab(I,II,V) + 2ab (I,II,V) ; C2a (II)	2006	1
<i>Zostera marina</i>	3484	1						
Total	52109	542		619	619			