



**Główny Inspektorat
Ochrony Środowiska**

MONITORING SIEDLISK PRZYRODNICZYCH

Z UWZGLĘDNIENIEM SPECJALNYCH OBSZARÓW OCHRONY SIEDLISK NATURA 2000

Ekspertyza dotycząca porównania metodyk oceny stanu ochrony leśnych siedlisk przyrodniczych stosowanych w wybranych krajach europejskich



Autorzy opracowania:

dr inż. Radosław Gawryś (Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Ekologii Lasu)

dr inż. Adam Cieśla (Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Ekologii Lasu)

mgr inż. Kateryna Lipińska (Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Ekologii Lasu)

mgr inż. Marcin Mionskowski (Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej, Zarząd)

Wykonano w ramach umowy nr GIOŚ/ZP/73/2021/DMS/NFOŚ z dnia 12.04.2021 roku



Sfinansowano ze środków
Narodowego Funduszu
Ochrony Środowiska
i Gospodarki Wodnej

Spis treści

1. Wstęp	8
2. Cel i zakres pracy	9
3. Opisy koncepcji monitoringu	10
3.1. Czechy	10
3.1.1. Ocena ogólna „stanu ochrony siedliska” w regionie biogeograficznym	10
3.1.2. Parametr „zasięg siedliska”	10
3.1.3. Parametr „powierzchnia siedliska”	11
3.1.4. Parametr „struktura i funkcje”	11
3.1.5. Parametr „perspektywy ochrony”	11
3.2. Dania	13
3.2.1. Ocena ogólna „stanu ochrony siedliska” w regionie biogeograficznym	13
3.2.2. Parametr „zasięg siedliska”	13
3.2.3. Parametr „powierzchnia siedliska”	13
3.2.4. Parametr „struktura i funkcje”	13
3.2.5. Parametr „perspektywy ochrony”	15
3.3. Francja	16
3.3.1. Ocena ogólna „stanu ochrony siedliska” w regionie biogeograficznym	16
3.3.2. Parametr „zasięg siedliska”	17
3.3.3. Parametr „powierzchnia siedliska”	17
3.3.4. Parametr „struktura i funkcje”	17
3.3.4.1. Zmiana powierzchni siedliska	18
3.3.4.2. Fragmentacja wewnątrz płatu siedliska	18
3.3.4.3. Fragmentacja pomiędzy płatami siedliska	18
3.3.4.4. Gatunki allochtoniczne w drzewostanie	19
3.3.4.5. Inwazyjne gatunki obce	19
3.3.4.6. Drzewa o ponadnormatywnej grubości	19
3.3.4.7. Młody drzewostan	19
3.3.4.8. Zdolności regeneracyjne	20
3.3.4.9. Martwe drewno	20
3.3.4.10. Owady saproksyliczne	20
3.3.4.11. Uszkodzenia gleby	20
3.3.4.12. Inne uszkodzenia	20
3.3.5. Parametr Perspektywy ochrony	20

3.4. Niemcy.....	22
3.4.1. Ocena ogólna „stanu ochrony siedliska” w regionie biogeograficznym	22
3.4.2. Parametr „zasięg siedliska”	22
3.4.3. Parametr „powierzchnia siedliska”	22
3.4.4. Parametr „struktura i funkcje” wg FFH-monitoring	23
3.4.4.1. Kryterium „struktura siedliska”	23
3.4.4.2. Kryterium „gatunki typowe”	23
3.4.4.3. Kryterium „upośledzenia”	24
3.4.4.4. Ocena parametru „struktura i funkcje”	24
3.4.5. Parametr „struktura i funkcje” wg metodyki opartej na danych BWI.....	25
3.4.5.1. Kryterium „struktura siedliska”	25
3.4.5.2. Kryterium „gatunki typowe”	25
3.4.5.3. Kryterium „upośledzenia”	26
3.4.5.4. Ocena parametru „struktura i funkcje”	26
3.4.6. Parametr Perspektywy ochrony.....	26
3.5. Polska.....	27
3.5.1. Ocena ogólna „stanu ochrony siedliska” w regionie biogeograficznym	27
3.5.2. Parametr „zasięg siedliska”	27
3.5.3. Parametr „powierzchnia siedliska”	28
3.5.4. Parametr „struktura i funkcje”	28
3.5.5. Parametr „perspektywy ochrony”	28
4. Porównanie cech monitoringu.....	29
5. Porównanie wskaźników oraz ich waloryzacji.....	39
5.1. Wprowadzenie.....	39
5.2. Porównanie wskaźników.....	43
5.2.1. Skład gatunkowy	43
5.2.2. Funkcje przyrodnicze	44
5.2.2.1. Struktura pionowa i przestrzenna drzewostanu.....	44
5.2.2.2. Gatunki wskaźnikowe	46
5.2.2.3. Martwe drewno	46
5.2.2.4. Drzewa biocenotyczne	47
5.2.3. Zaburzenia	48
5.2.4. Powierzchnia siedliska	50
5.3. Porównanie użytych wskaźników w analizowanych metodykach.....	50
5.3.1. Skład gatunkowy	51
5.3.2. Funkcje przyrodnicze – Struktura pionowa i przestrzenna drzewostanu	51

5.3.3. Funkcje przyrodnicze - Gatunki wskaźnikowe.....	52
5.3.4. Funkcje przyrodnicze - Martwe drewno	52
5.3.5. Funkcje przyrodnicze - Drzewa biocenotyczne	52
5.3.6. Zaburzenia	53
5.3.7. Powierzchnia siedliska	53
6. Ocena stanu ochrony siedlisk przyrodniczych na istniejących stanowiskach monitoringowych.....	54
6.1. Materiał i metody	54
6.1.1. Przedmiot i teren badań	54
6.1.2. Analizy statystyczne	60
6.2. Adaptacja metodyk na potrzeby ekspertyzy	60
6.2.1. Czechy.....	61
6.2.1.1. Ocena ogólna „stanu ochrony siedliska” w regionie biogeograficznym...	61
6.2.1.2. Parametr „zasięg siedliska”	61
6.2.1.3. Parametr „powierzchnia siedliska”	61
6.2.1.4. Parametr „struktura i funkcje”	61
6.2.1.5. Wskaźniki w ramach parametru „struktura i funkcje”	62
6.2.2. Dania.....	64
6.2.2.1. Ocena ogólna „stanu ochrony siedliska” w regionie biogeograficznym...	64
6.2.2.2. Parametr „zasięg siedliska”	64
6.2.2.3. Parametr „powierzchnia siedliska”	64
6.2.2.4. Parametr „struktura i funkcje”	64
6.2.2.5. Wskaźniki w ramach parametru „struktura i funkcje”	64
6.2.2.6. Parametr „perspektywy ochrony”	66
6.2.3. Francja	67
6.2.3.1. Ocena ogólna stanu ochrony siedliska w regionie biogeograficznym	67
6.2.3.2. Parametr „zasięg siedliska”	67
6.2.3.3. Parametr „powierzchnia siedliska”	67
6.2.3.4. Parametr „struktura i funkcje”	67
6.2.3.5. Wskaźniki w ramach parametru „struktura i funkcje”	67
6.2.3.6. Parametr „perspektywy ochrony”	69
6.2.4. Niemcy FFH-monitoring.....	70
6.2.4.1. Ocena ogólna „stanu ochrony siedliska” w regionie biogeograficznym...	70
6.2.4.2. Parametr „zasięg siedliska”	70
6.2.4.3. Parametr „powierzchnia siedliska”	70
6.2.4.4. Parametr „struktura i funkcje”	70

6.2.4.5. Wskaźniki w ramach parametru „struktura i funkcje”	70
6.2.4.6. Parametr „perspektywy ochrony”	75
6.2.5. Niemcy – ocena na podstawie danych z BWI	76
6.2.5.1. Ocena ogólna „stanu ochrony siedliska” w regionie biogeograficznym... ..	76
6.2.5.2. Parametr „zasięg siedliska”	76
6.2.5.3. Parametr „powierzchnia siedliska”	76
6.2.5.4. Parametr „struktura i funkcje”	76
6.2.5.5. Wskaźniki w ramach parametru „struktura i funkcje”	81
6.2.5.6. Parametr „perspektywy ochrony”	83
6.2.6. Polska.....	84
6.2.6.1. Ocena ogólna „stanu ochrony siedliska” w regionie biogeograficznym... ..	84
6.2.6.2. Parametr „zasięg siedliska”	84
6.2.6.3. Parametr „powierzchnia siedliska”	84
6.2.6.4. Parametr „struktura i funkcje”	84
6.2.4.5. Parametr „perspektywy ochrony”	84
6.3. Wyniki monitoringu	85
6.3.1. Czechy.....	92
6.3.1.1. 9110 – Kwaśne buczyny	92
6.3.1.2. 9130 – Żyzne buczyny	95
6.3.1.3. 9170 – Grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny	97
6.3.2. Dania.....	99
6.3.2.1. 9110 – Kwaśne buczyny	99
6.3.2.2. 9130 – Żyzne buczyny	101
6.3.2.3. 9160 – Grąd subatlantycki	103
6.3.2.4. 9170 – Grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny	105
6.3.3. Francja	107
6.3.4. Niemcy FFH-monitoring.....	109
6.3.4.1. 9110 – Kwaśne buczyny	109
6.3.4.2. 9130 – Żyzne buczyny	111
6.3.4.3. 9160 – Grąd subatlantycki	113
6.3.4.4. 9170 – Grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny	115
6.3.5. Niemcy – ocena na podstawie danych z BWI	118
6.3.5.1. Wyniki analiz	118
6.3.5.2. Ocena stanu ochrony	121
6.3.6. Polska.....	129

6.3.6.1. 9110 – <i>Kwaśne buczyny</i>	129
6.3.6.2. 9130 – <i>Żyzne buczyny</i>	129
6.3.6.3. 9160 – <i>Grąd subatlantycki</i>	131
6.3.6.4. 9170 – <i>Grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny</i>	133
6.4. Porównanie wyników monitoringu	134
6.5. Dyskusja	144
7. Propozycja udoskonalenia monitoringu siedlisk przyrodniczych na podstawie analizy metodyk monitoringu stosowanych w Czechach, Danii, Francji i Niemczech	149
8. Literatura	155
Załącznik I Wytyczne KE odnośnie waloryzacji parametrów i oceny ogólnej stanu ochrony siedlisk przyrodniczych na poziomie regionu biogeograficznego	157
Załącznik II. Metodyka czeska	159
IIa. Metodyka aktualizacji warstwy mapowania siedlisk	159
IIb. Ocena stanu ochrony siedliska w regionie biogeograficznym	179
Załącznik III. Metodyka duńska	181
IIIa. Instrukcja techniczna	181
IIIb. Ocena stanu ochrony siedliska w regionie biogeograficznym	210
Załącznik IV. Metodyka niemiecka	238
IVa. FFH-moniroring	238
IVb. Metodyka oparta na danych BWI	254
IVc. Ocena stanu ochrony siedliska w regionie biogeograficznym	315
Załącznik V Szczegółowe porównanie użytych wskaźników, kryteriów oceny, waloryzacji i typu danych w analizowanych metodykach	316
9110	317
Skład gatunkowy	317
Funkcje przyrodnicze	320
<i>Struktura pionowa i przestrzenna drzewostanu</i>	320
<i>Gatunki wskaźnikowe</i>	323
<i>Martwe drewno</i>	324
<i>Drzewa biocenotyczne</i>	326
Zaburzenia	327
Powierzchnia siedliska	332
9130	333
Skład gatunkowy	333
Funkcje przyrodnicze	336
<i>Struktura pionowa i przestrzenna drzewostanu</i>	336
<i>Gatunki wskaźnikowe</i>	339

<i>Martwe drewno</i>	340
<i>Drzewa biocenotyczne</i>	342
Zaburzenia	343
Powierzchnia siedliska	348
9160.....	349
Skład gatunkowy.....	349
Funkcje przyrodnicze	352
<i>Struktura pionowa i przestrzenna drzewostanu</i>	352
<i>Gatunki wskaźnikowe</i>	355
<i>Martwe drewno</i>	356
<i>Drzewa biocenotyczne</i>	358
Zaburzenia	359
Powierzchnia siedliska	364
9170.....	365
Skład gatunkowy.....	365
Funkcje przyrodnicze	367
<i>Struktura pionowa i przestrzenna drzewostanu</i>	367
<i>Gatunki wskaźnikowe</i>	370
<i>Martwe drewno</i>	371
<i>Drzewa biocenotyczne</i>	373
Zaburzenia	374
Powierzchnia siedliska	379

1. Wstęp

Prowadzenie monitoringu przyrodniczego różnorodności biologicznej i krajobrazowej z uwzględnieniem obszarów Natura 2000 jest obowiązkiem wynikającym z art. 112 z ustawy o ochronie przyrody z dnia 16 kwietnia 2004 (Dz. U. 2004 Nr 92 poz. 880 z późn. zm.). Ustawa ta wdraża i integruje zapisy z Dyrektywy 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory (tzw. Dyrektywy Siedliskowej - DS) oraz Dyrektywy 79/409/EWG z dnia 2 kwietnia 1979 r. w sprawie ochrony dziko żyjących ptaków (tzw. Dyrektywy Ptasiej- DP). Monitoring jest realizowany w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska.

Jednym z podsystemów Państwowego Monitoringu Środowiska jest monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych wymienionych w załącznikach I, II, IV i V DS i zał. I DP. Celem tego podsystemu jest określenie stanu ochrony gatunków i siedlisk przyrodniczych, które występują w dwóch regionach biogeograficznych na terenie Polski. Polega to na gromadzeniu informacji potrzebnych do określenie aktualnego stanu ochrony oraz monitorowania zmian stanu ochrony w czasie z uwzględnieniem różnego rodzaju antropogenicznych i naturalnych oddziaływań oraz prognozowanych zagrożeń, a także dotychczasowych sposobów ochrony. Takie działania są prowadzone w każdym państwie Unii Europejskiej (UE) i pozwalają na ocenę stanu ochrony siedlisk przyrodniczych i gatunków w skali całej UE. Stan ochrony siedliska przyrodniczego, w myśl art. 1 DS, „...oznacza sumę oddziaływań na siedlisko przyrodnicze oraz na jego typowe gatunki, które mogą mieć wpływ na jego długofalowe naturalne rozmieszczenie, strukturę i funkcje oraz na długoterminowe przetrwanie jego typowych gatunków w obrębie terytorium ...”.

Raporty dotyczące stanu ochrony siedlisk przyrodniczych i gatunków roślin i zwierząt wymienionych w DS oraz sprawozdania z wdrażania jej postanowień kraje członkowskie UE przekazują Komisji Europejskiej (KE) co 6 lat (art. 17 DS.). Wyniki raportów do KE służą ocenie skuteczności, stosowanych przez kraje UE, działań ochronnych oraz ocenie stanu ochrony siedliska w skali danego kraju i UE.

Każde państwo członkowskie opracowało swój sposób monitoringu z uwzględnieniem parametrów wynikających z art. 1 DS, ocenianych dla każdego siedliska na poziomie regionu biogeograficznego. Dla siedlisk przyrodniczych są to następujące parametry: „zasięg siedliska”, „powierzchnia siedliska”, „struktura i funkcje” oraz „perspektywy ochrony”. Sposób oceny parametrów oraz ogólnego stanu ochrony powinien być taki sam w każdym z krajów członkowskich. W tym celu KE opracowała odpowiednie wytyczne (por. Załącznik I).

W wielu państwach opracowano albo przynajmniej podjęto próbę opracowania metodyki monitoringu siedlisk przyrodniczych na potrzeby raportowania do KE. Pozwalają one na zdobywanie wiarygodnych danych odnośnie stanu siedlisk, co znacząco ułatwia opracowanie raportów przekazywanych KE i podnosi ich jakość. Jednakże żadna z metodyk ujętych w tym opracowaniu nie jest wyczerpująca i pod wpływem nabywanych doświadczeń podlega ciągłym modyfikacjom. Mają one na celu polepszenie jakości zbieranych danych lub ograniczenie pracochłonności albo optymalizację obu tych czynników poprzez na przykład integracje prowadzonych już monitoringu. Również krajowa metodyka w wyniku nabytych doświadczeń wymaga dalszych modyfikacji. Niebagatelnym wsparciem w doskonaleniu krajowych metod monitoringu mogą być doświadczenia i rozwiązania stosowane w innych krajach członkowskich na co pozwala zdecentralizowany, równoległy odbywający się rozwój metod monitoringu.

2. Cel i zakres pracy

Celem pracy jest porównanie metodyk oceny stanu ochrony leśnych siedlisk przyrodniczych stosowanych w wybranych krajach UE, z metodykami stosowanymi w Polsce.

Zakres pracy:

1. Opis koncepcji monitoringu w Czechach, Danii, Francji i Niemczech z uwzględnieniem sposobu oceny stanu ochrony siedlisk przyrodniczych w skali regionu.
2. Wskazanie cech wspólnych oraz różnic w metodykach monitoringu stosowanych w państwach wymienionych w pkt. 1 i Polsce.
3. Porównanie wskaźników i ich waloryzacji służących do oceny stanu ochrony siedlisk przyrodniczych o kodach 9110, 9130, 9160 i 9170 stosowanych w państwach wymienionych w pkt. 1 i Polsce.
4. Ocenę stanu ochrony siedlisk przyrodniczych określonych w pkt. 3 na istniejących stanowiskach monitoringowych danego typu siedliska przyrodniczego według metodyk stosowanych w krajach wymienionych w pkt. 1 i Polsce ze wskazaniem różnic w ocenach i przyczyn tych różnic.
5. Oszacowanie stanu ochrony siedlisk przyrodniczych wymienionych w pkt. 4 w skali regionów biogeograficznych w oparciu o analizowane metodyki ze wskazaniem różnic w ocenach i przyczyn tych różnic.
6. Analizę metodyk monitoringu siedlisk stosowanych w krajach wymienionych w pkt. 1 pod kątem wskazania tych cech metodyk (wskaźników i ich waloryzacji, sposobu badań, wyboru stanowisk, częstotliwości monitoringu, określania powierzchni siedlisk), które mogłyby zostać zaadoptowane w Polsce w celu udoskonalenia monitoringu siedlisk przyrodniczych.

3. Opisy koncepcji monitoringu

3.1. Czechy

Czeski monitoring środowiska prowadzony jest przez Agencję Ochrony Przyrody i Krajobrazu Republiki Czeskiej (Agentura ochrany přírody a krajiny ČR (AOPK ČR)) na zlecenie Ministerstwa Środowiska. Raporty przygotowywane przez AOPK ČR są konsultowane z środowiskiem akademickim oraz instytucjami zajmującymi się zarządzaniem krajobrazem i leśnictwem.

Podstawowymi źródłami danych do prowadzenia monitoringu siedlisk przyrodniczych są:

- NDOP (Nálezová databáze ochrany přírody) – baza danych na temat występowania gatunków roślin i zwierząt, która jest prowadzona przez AOPK ČR (<https://portal.nature.cz/nd/>) i stale aktualizowana przez jej pracowników i podmioty z nią współpracujące poprzez wprowadzanie pojedynczych obserwacji lub import danych z projektów naukowych.
- VMB (Vrstva mapování biotopu) – baza w formacie plików .shp będąca źródłem informacji o występowaniu siedlisk przyrodniczych (oraz innych) na terenie Republiki Czeskiej. Baza prowadzona jest przez AOPK ČR (<https://aopkcr.maps.arcgis.com/home/index.html>), powstała w latach 2001-2005 i objęła obszar całego kraju, a od roku 2006 jest stale aktualizowana w cyklu dwunastoletnim (co roku mapowana jest 1/12 kraju). Mapowanie VMB prowadzone jest na poziomie zbiorowiska roślinnego, przez co baza może być wykorzystywana również w innych celach niż monitoring siedlisk przyrodniczych. Klasyfikację zbiorowisk opisano w Katalogu Siedlisk Republiki Czeskiej (Chytrý i in. 2010)

Monitoring siedlisk przyrodniczych w Republice Czeskiej, na tle analizowanych krajów, jak też całej UE, wyróżnia się tym, że opiera się na danych pochodzących z kompletnej inwentaryzacji siedlisk przyrodniczych, a cała koncepcja monitoringu sprowadza się do systematycznej jej aktualizacji. Przy okazji mapowania granic płatu siedliska dokonywana jest jego taksacja. Metodyka monitoringu (Lustyk i Guth 2011) precyzuje zasady kartowania siedlisk przyrodniczych i sporządzania opisu taksacyjnego. Natomiast szczegółowy opis wyprowadzenia oceny stanu ochrony siedliska na poziomie regionu biogeograficznego jest dostępny na stronie AOPK ČR (https://portal.nature.cz/nd/x_mob_sez_tps.php?habitat=8). Jest to opis wyprowadzania oceny parametrów i oceny ogólnej metody użytej w raporcie do KE z 2013 roku. Do końca 2021 roku nie pojawiła się publikacja opisująca metodykę i wyniki monitoringu siedlisk na potrzeby raportu do KE z 2019 roku.

3.1.1. Ocena ogólna „stanu ochrony siedliska” w regionie biogeograficznym

Ocena „stanu ochrony siedliska” wyprowadzana na potrzeby raportowania do KE jest zgodna z wytycznymi KE (Załącznik I). Opiera się ona na czterech parametrach: „zasięg siedliska”, „powierzchnia siedliska”, „struktura i funkcje” oraz „perspektywy ochrony”.

3.1.2. Parametr „zasięg siedliska”

Ocena ekspercka dokonywana na podstawie danych VMB zawierających rozmieszczenie płatów siedliska na terenie kraju. Waloryzacja według zaleceń KE (Załącznik I).

3.1.3. Parametr „powierzchnia siedliska”

Ocena ekspercka dokonywana na podstawie danych VMB zawierających dane na temat rozmieszczenia i wielkości płatów siedliska w kraju. Waloryzacja według zaleceń KE (Załącznik I).

3.1.4. Parametr „struktura i funkcje”

Ocena parametru odbywa się na podstawie danych VMB. Podstawą do wyprowadzenia oceny jest ocena parametru „struktura i funkcje” na stanowisku. Parametr jest oceniany w każdym zmapowanym płacie siedliska. Oceny dokonuje się w terenie po wypełnieniu karty kontrolnej uwzględniając następujące wskaźniki:

- Rozpoznawalność siedliska (RB)
- Struktura drzewostanu (SD)
- Martwe drewno (MD)
- Degradacja (DG)
- Użytkowanie (MG)
- Rola płatu siedliska w regionie (RH)
- Gatunki typowe (TD)

Wskaźniki te, za wyjątkiem „gatunków typowych”, mają formę opisową i nie są waloryzowane (szczegółowy opis wskaźników w Załączniku II).

Ocena parametru w płacie siedliska jest oceną ekspercką oddającą różnice pod względem wyżej wymienionych wskaźników pomiędzy ocenianym płatem siedliska a stanem wzorcowym. Wzorzec siedliska został przedstawiony w opracowaniach (Chytrý i in. 2010, Lustýk 2011). Stan struktury i funkcji siedliska może być określony jako korzystny (P), mniej korzystny (MP) i niekorzystny (N). Ocena parametru „struktura i funkcje” na poziomie regionu odbywa się przy zastosowaniu następujących wartości progowych (Tab. 1) dla udziałów płatów z daną oceną (N, MP i P) w ogólnej liczbie płatów ($N + MP + P$). Waloryzacja ta jest zgodna ze wzorcem zaproponowanym przez KE (Załącznik I).

Tabela 1. Waloryzacja parametru „struktura i funkcje” zastosowana w raporcie do KE z 2013 roku według metodyki czeskiej.

Wartości progowe udziału ocen płatów	Ocena
$N + MP > 75\% \text{ i } N \geq 10\% \text{ lub } N > 25\%$	U2
$N + MP \geq 35\% \text{ i } \leq 75\% \text{ lub } N \geq 10\% \text{ i } \leq 25\%$	U1
$N + MP < 35\% \text{ i } N < 10\%$	FV

3.1.5. Parametr „perspektywy ochrony”

W raporcie do KE z 2019 roku nie znalazła się informacja by parametr ten był oceniany w inny sposób niż zaleca to KE (Załącznik I). W raporcie do KE z 2013 r ocena ekspercka dokonywana była na podstawie danych VMB dotyczące degradacji siedliska. Waloryzacje parametru przedstawia tabela 2.

Tabela 2. Waloryzacja parametru „perspektywy ochrony” zastosowana w raporcie do KE z 2013 roku według metodyki czeskiej.

Wartości progowe udziału ocen wskaźnika degradacji (DG) dla płatów	Ocena
$DG(=2) + DG(=3) \geq 60\%$ i $DG(=3) \geq 10\%$ lub $DG(=3) > 25\%$	U2
$DG(=2) + DG(=3) \geq 25\%$ i $<60\%$ lub $DG(=3) \geq 10\%$ i $\leq 25\%$	U1
$DG(=2) + DG(=3) < 25\%$ i $DG(=3) < 10\%$	FV

DG(=2) – udział stanowisk na których wskaźnik degradacji otrzymał stopień „2”; DG(=3) – udział stanowisk na których wskaźnik degradacji otrzymał stopień „3”.

3.2. Dania

Zgodnie z umową między Ministerstwem Środowiska i Żywności (Miljø- og Fødevareministeriet (MFVM)) a Krajowym Centrum Środowiska i Energetyki (Nationalt Center for Miljø og Energi (DCE)), DCE jest odpowiedzialne za sporządzanie co 6 lat sprawozdań wynikających z art. 17 DS. Raport dotyczy stanu ochrony siedlisk przyrodniczych w dwóch regionach biogeograficznych (atlantyckim i kontynentalnym).

3.2.1 Ocena ogólna „stanu ochrony siedliska” w regionie biogeograficznym

Ocena „stanu ochrony siedliska” wyprowadzana jest tylko na potrzeby raportowania do KE. Zgodnie z wytycznymi KE odnośnie raportowania opiera się ona na czterech parametrach: „zasięg siedliska”, „powierzchnia siedliska”, „struktura i funkcje” oraz „perspektywy ochrony” według waloryzacji przedstawionej w Załączniku I.

3.2.2. Parametr „zasięg siedliska”

Parametr oceniany według wytycznych KE w oparciu o krajowe dane przestrzenne (patrz Załącznik III). W raporcie do KE z 2019 r. powierzchnie zasięgu siedliska dla siedlisk leśnych obliczono na podstawie pełnego mapowania w obrębie obszarów Natura 2000, a także danych ze stacji monitoringu w programie NOVANA (Nationale Overvågningsprogram for Vandmiljø og Natur) oraz powierzchni próbnych z Duńskiej Statystyki Leśnej (Danmarks Skovstatistik (NFI)). Waloryzacja według zaleceń KE (Załącznik I).

3.2.3. Parametr „powierzchnia siedliska”

Oceniany według wytycznych KE w oparciu o krajowe dane przestrzenne (patrz Załącznik III). W raporcie do KE z 2019 r. powierzchnia siedliska została określona na podstawie pełnego mapowania w obrębie obszarów Natura 2000, a także danych ze stacji monitoringu w programie NOVANA i danych z NFI. Waloryzacja parametru według zaleceń KE (Załącznik I).

3.2.4. Parametr „struktura i funkcje”

Dane do oceny parametru „struktura i funkcje” gromadzone są przez DCE w ramach programu NOVANA, który jest czwartą generacją krajowych programów monitoringu. Został on uruchomiony 1988 roku i ma na celu zapewnienie wiarygodnych danych na potrzeby Danii wobec szeregu dyrektyw UE.

Duński monitoring siedlisk przyrodniczych opiera się na próbie statystycznej pobieranej przy użyciu losowania warstwowego z puli systematycznie rozmieszczonych powierzchni, dzięki czemu pobierana próba uwzględnia zróżnicowanie geograficzne oraz naturalną zmienność siedliska. Dąży się do rozmieszczenia stacji w taki sposób, aby połowa z nich znajdowała się wewnątrz, a połowa na zewnątrz obszarów siedliskowych Natura 2000.

Dane zbierane są na stacjach monitoringowych w skład których wchodzi około 10 powierzchni próbnych. Powierzchnie próbne w obrębie stacji są rozmieszczone w losowo wybranych punktach z regularnej siatki kwadratów o boku 10 m. W siedliskach leśnych wylosowane węzły muszą być oddalone o minimum 30 m względem siebie.

Powierzchnia próbna ma kształt koła (w przypadku leśnych siedlisk przyrodniczych $r=15m$). W każdym cyklu monitoringu prace prowadzi się na tych samych powierzchniach

próbnych. Powierzchnie próbne lokalizuje się za pomocą ręcznego GPS bez trwałego ich oznaczenia w terenie, dopuszczając świadomie błędy wynikające z innej lokalizacji.

Typy siedlisk mogą występować w mozaikach w wybranym obszarze, dlatego może występować kilka typów siedlisk na jednej stacji, ale pojedynczej powierzchni próbnej można przypisać tylko jeden typ siedliska przyrodniczego. Typ siedliska na powierzchni monitoringowej może zostać zmieniony w kolejnym cyklu monitoringowym.

Na każdej powierzchni na której występuje leśne siedlisko przyrodnicze zakłada się koncentrycznie trzy podpowierzchnie (kwadrat próbny o boku 0,5m oraz dwie powierzchnie kołowe o promieniu równym 5 i 15m) na których zbierany jest szereg danych (Tab. 3). Szczegółowy opis wykonywania pomiarów na powierzchni zwarty jest w „Instrukcji prac terenowych”, której najnowsza wersja (Fredshawn i in. 2018) została przetłumaczona i zamieszczona w Załączniku III.

Tabela 3. Wskaźniki monitorowane na stacjach monitoringowych duńskiego monitoringu siedlisk przyrodniczych (szczegółowy opis wskaźników w Załączniku III)

Powierzchnia	Czynność
Ramka 0,5x0,5m	Spis gatunków i określenie pokrycia (na podstawie frekwencji w 16 węzłach) Pomiar wysokości roślinności (na 4 bokach ramki)
R = 5m	Spis gatunków roślin Krzewinki (borówka itp.) (m2) Niskie (< 1 m) drzewa i krzewy (m2) Wysokie (> 1 m) drzewa i krzewy (m2) Wszystkie drzewa i krzewy (m2) Obszar pokryty wodą (m2) Warunki świetlne (pomiar densjometrem) Pobór próbek gleby (obok, C/N, pH)
R = 15m	Klasyfikacja płatu roślinności Spis gatunków wskaźnikowych Liczba dużych drzew (d1.3 > 40 cm) Objętość drewna martwego (d1.3 > 20 cm i długość > 2 m) Liczba dziupli Liczba martwic (>100cm2) Liczba ściętych pni (d>70cm) tylko 91E0 Drogi (m2)

Powyższe dane zbierane są na stacjach monitoringowych i określany jest trend zachodzących zmian, a wyniki monitoringu są publikowane w odpowiedniku polskiego Biuletynu Monitoringu Przyrody z tym, że zawiera on jedynie wyniki kolejnych pomiarów (wartość średnia i trend) bez ich waloryzacji (Nyggard i in. 2019).

Większość badanych wskaźników w ramach duńskiego monitoringu nie jest bezpośrednio wykorzystywana do oceny „stanu ochrony siedliska” przyrodniczego na poziomie regionu biogeograficznego. Dla siedlisk 9110, 9130, 9160 i 9170 są to następujące wskaźniki:

- Liczba gatunków roślin drzewiastych stanowiących pożytek pszczeli,
- Gatunki wskaźnikowe,
- Martwe drewno,
- Liczba dużych drzew,
- Liczba drzew z dziuplami lub zgnilizną.

Opisy szczegółowy zawiera Załącznik III.

Jedynie te wskaźniki podlegają waloryzacji i na ich podstawie wyprowadzana jest ocena parametru „struktura i funkcje” (Nygaard i in. 2020). Waloryzacji podlega wartość średnia danego wskaźnika ze stacji monitoringowej (na podstawie wartości uzyskanych dla powierzchni próbnych leżących w obrębie stacji). Otrzymaną wartość średnią danego wskaźnika dla stacji należy porównać z wartościami progowymi (Tab. 4) i przypisać każdemu wskaźnikowi na stacji stan „na pewno dobry”, „na pewno zły” bądź „niepewny”, jeśli wartość wskaźnika ze stacji znajduje się pomiędzy wartościami progowymi.

Tabela 4. Wartości progowe służące do określania stanu wskaźników wykorzystywanych do wyprowadzenia oceny parametru „struktura i funkcje” według metodyki duńskiej.

Wskaźnik	Siedlisko	Stan na pewno dobry (jeśli więcej)	Stan na pewno zły (jeśli mniej)
Liczba gatunków roślin drzewiastych stanowiących pożytek pszczeli (r=5m)	9110	2	1,5
	9130, 9160, 9170	3	1,5
Gatunki wskaźnikowe (r=15m)	9110, 9130	3	1,5
	9160, 9170	2	1
Martwe drewno (m3/ha)	9170	30	10
	9110, 9160	45	15
	9130	50	20
Liczba dużych drzew (dł.3 > 40 cm)/ha	9110, 9130, 9160, 9170	7	3,5
Liczba drzew z dziuplami lub zgnilizną	9130, 9160	3	1
	9110, 9170	5	2

Kolejnym krokiem jest ocena stanu poszczególnych stacji monitoringowych. Stan stacji może zostać oceniony jako „dobry” lub „zły”. Stacja jest w stanie „dobrym” gdy wszystkim wskaźnikom na stacji został przypisany stan „na pewno dobry” lub „niepewny”. Stacja jest w stanie „złym” jeśli przynajmniej jednemu wskaźnikowi został przypisany stan „na pewno zły”.

Znając stan siedliska na poszczególnych stacjach monitoringowych możliwa jest ocena parametru „struktura i funkcje”. Waloryzacja parametru jest zgodna z wytycznymi KE (Załącznik I).

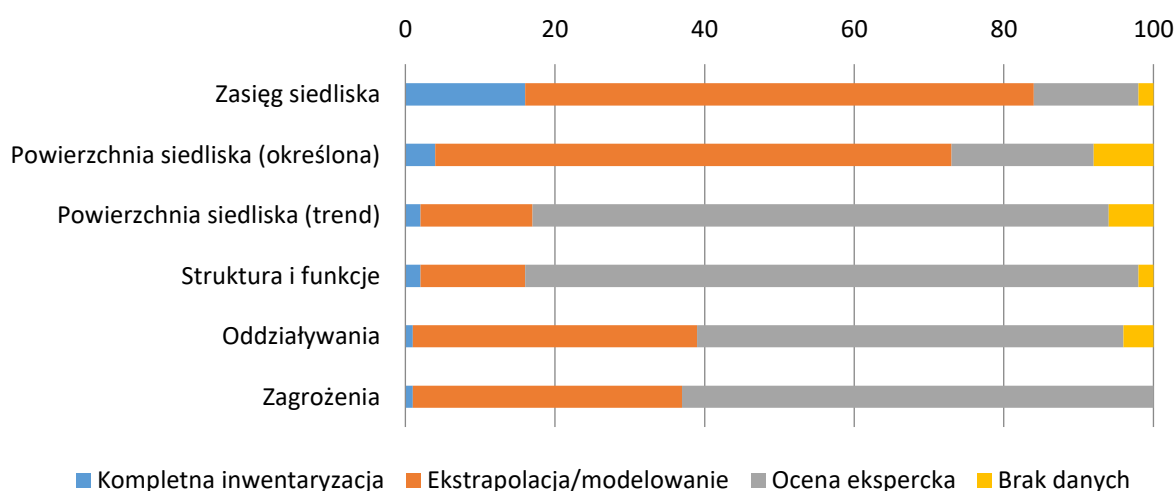
3.2.5. Parametr „perspektywy ochrony”

Parametr uwzględnia prognozowany rozwój poszczególnych typów siedlisk na przestrzeni najbliższych 12 lat. Oceny dokonano przy uwzględnieniu obecnych czynników oddziałujących oraz prognozowanych efektów środków zarządzania, które przewidziano na przestrzeni ostatnich 6 lat celem poprawy stanu poszczególnych typów siedlisk. Jest to ocena ekspercka dokonywana przez Duńską Agencję Ochrony Środowiska (MST). Waloryzacja parametru jest zgodna z wytycznymi KE (Załącznik I).

3.3. Francja

We Francji sporządzenie raportu na potrzeby sprawozdawczości do KE na temat stanu ochrony siedlisk i gatunków przyrodniczych zostało powierzone przez Ministerstwo Ekologii, Zrównoważonego Rozwoju i Energii (Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie - MEDDE) Służbie Dziedzictwa Naturalnego (Service du patrimoine naturel (SPN)) Narodowego Muzeum Historii Naturalnej (Muséum national d'Histoire naturelle - MNHN). Ocena stanu ochrony siedlisk i gatunków jest przeprowadzana we współpracy z Federacją Narodowych Konserwatoriów Botanicznych (Fédération des Conservatoires botaniques nationaux -FCBN), Biurem ds. Owadów i ich Środowiska (Office pour les insectes et leur environnement (OPIE)), Francuskim Towarzystwem Herpetologicznym (Société herpétologique de France (SHF)), Francuskim Towarzystwem Badań i Ochrony Ssaków (Société française pour l'étude et la protection des mammifères (SFEPM)), Krajowym Biurem ds. Łowiectwa i Dzikiej Przyrody (Office national de la chasse et de la faune sauvage (ONCFS)) oraz Krajowego Biura ds. Wody i Środowisk Wodnych (Office national de l'eau et des milieux aquatiques (ONEMA)).

Do końca 2021 roku nie pojawiła się publikacja opisująca metodykę i wyniki monitoringu siedlisk na potrzeby raportu do KE z 2019 roku. Dlatego opis wyprowadzania oceny parametrów i oceny ogólnej w niniejszej pracy przedstawiono na przykładzie metody użytej w raporcie do KE z 2013 roku (Bensettiti i Puissauve 2015). W aktualnych raportach zamieszczonych na stronie KE nie znaleziono informacji o zmianie sposobu wyprowadzania oceny. W przypadku parametrów „zasięgu siedliska” i „powierzchni siedliska” ocena regionu biogeograficznego bazuje na ekstrapolacji ograniczonej ilości danych i modelowaniu (Ryc. 1). Natomiast pozostałe parametry zostały ocenione głównie przy użyciu oceny eksperckiej.



Ryc. 1: Udział procentowy siedlisk ocenionych przy użyciu poszczególnych metod oceny parametrów (za Bensettiti i Puissauve 2015).

3.3.1. Ocena ogólna „stanu ochrony siedliska” w regionie biogeograficznym

Ocena „stanu ochrony siedliska” w regionie biogeograficznym wyprowadzana jest zgodnie z wytycznymi KE odnośnie raportowania i opiera się ona na czterech parametrach: „zasięg”, „powierzchnia”, „struktura i funkcje” oraz „perspektywy ochrony” siedliska w regionie według waloryzacji przedstawionej w Załączniku I.

3.3.2. Parametr „zasięg siedliska”

Oceniany według wytycznych KE (Załącznik I) w oparciu o wyniki modelowania wykorzystującego bazy danych fitoekologicznych EcoPlant, fitosocjologicznych SOPHY oraz krajowych zasobów leśnych IFN (Bensettiti i Puissauve 2015).

3.3.3. Parametr „powierzchnia siedliska”

Oceniany według wytycznych KE (Załącznik I) w oparciu o wyniki modelowania wykorzystującego bazy danych fitoekologicznych EcoPlant, fitosocjologicznych SOPHY oraz krajowych zasobów leśnych IFN (Bensettiti i Puissauve 2015).

3.3.4. Parametr „struktura i funkcje”

Oceniany według wytycznych KE (Załącznik I) w oparciu głównie o opinie ekspertów.

Opinie ekspertów są kształtowane m.in. na podstawie stanu ochrony siedlisk przyrodniczych w poszczególnych obszarach Natura 2000. Do oceny stanu ochrony siedliska w obszarze Natura 2000 Służba Dziedzictwa Naturalnego (Service du patrimoine naturel (SPN)) opracowała metodykę (Maciejewski 2016a, 2016b), której stosowanie jednak nie jest obligatoryjne. Opracowana metodyka jest raczej przykładem tego co należy uwzględnić w tego typu badaniach niż ścisłymi wytycznymi. W razie konieczności możliwe są daleko idące modyfikacje waloryzacji wskaźników w celu dostosowania metodyki do lokalnych warunków przyrodniczych jak też celów i możliwości ochrony przyrody w danym obszarze. Zatem siedliska w tym samym stanie ochrony mogą różnić się znacznie pod względem struktury pomiędzy obszarami, ale zawsze będzie to stan tego jaki jest możliwie najlepszy do osiągnięcia w danych warunkach.

Ocena według metodyki francuskiej jest syntetyczną oceną stanu ochrony siedliska **w obszarze Natura 2000** bez możliwości oceny pojedynczych stanowisk oraz poszczególnych parametrów („powierzchnia siedliska”, „struktura i funkcje”, „perspektywy ochrony”). Opiera się ona na szeregu wskaźników ocenianych głównie na podstawie danych zebranych z powierzchni próbnych jak też wykorzystuje dostępne bazy danych. Metodyka zaleca wykonanie pomiarów na powierzchniach kołowych o areale 1250m² (r=20m). Minimalna liczba powierzchni próbnych powinna być na tyle wysoka by średnia wraz z przedziałami ufności na poziomie 95% mieściła się pomiędzy wartościami progowymi danego wskaźnika.

Waloryzacji podlega wartość wskaźnika na poziomie obszaru Natura 200 a nie pojedynczej powierzchni próbnej. Uzyskaną wartość wskaźnika należy porównać z wartościami progowymi dla danego wskaźnika i odczytać przypisaną im liczbę punktów. Czynność należy powtórzyć analogicznie dla każdego wskaźnika. Uzyskane punkty dla poszczególnych wskaźników należy zsumować, a uzyskana suma (zazwyczaj wynik ujemny) dodać do 100. Otrzymana wartość jest oceną stanu ochrony siedliska w regionie. By przejść na trójstopniową skalę ocen (FV, U1 i U2) należy porównać otrzymany wynik z wartościami progowymi dla poszczególnych stanów ochrony. Metodyka francuska proponuje następującą waloryzację:

- >70 punktów – FV
- 40-70 punktów – U1
- <40 punktów – U2.

Metodyka uwzględnia następujące wskaźniki:

- Zmiana powierzchni siedliska
- Fragmentacja wewnątrz płatu
- Fragmentacja pomiędzy płatami
- Gatunki allochtoniczne w drzewostanie
- Inwazyjne gatunki obce
- Drzewa o ponadnormatywnej grubości
- Młody drzewostan
- Zdolności regeneracyjne
- Martwe drewno
- Martwe drewno
- Owady saproksyliczne
- Uszkodzenia gleby
- Inne uszkodzenia

3.3.4.1. Zmiana powierzchni siedliska

Wskaźnik ocenia zmianę areálu powierzchni siedliska w obszarze Natura 2000 względem poprzedniego terminu badań. W tym celu w każdym cyklu monitoringu określana jest powierzchnia siedliska przyrodniczego w obszarze. Analizę można wykonać na dostępnych danych przestrzennych. Waloryzację wskaźnika przedstawia tabela. 6.

3.3.4.2. Fragmentacja wewnątrz płatu siedliska

Wskaźnik nie podlega waloryzacji, pełni funkcję informacyjną.

Wskaźnik opisuje zmianę fragmentacji płatów siedliska przez obiekty liniowe typu drogi, tory, linie energetyczne itp. w obszarze. W tym celu w każdym cyklu monitoringu obliczana jest średnia długość wyżej wspomnianych obiektów liniowych na 1ha powierzchni siedliska przyrodniczego w obszarze. Analizę można wykonać na dostępnych danych przestrzennych.

3.3.4.3. Fragmentacja pomiędzy płatami siedliska

Wskaźnik nie podlega waloryzacji, pełni funkcję informacyjną.

Wskaźnik oceniany na poziomie obszaru. Opisuje łączność pomiędzy płatami siedliska wyrażony średnią lesistością w regionie. W każdym cyklu określany jest stopień fragmentacji przy użyciu skali przedstawionej w tabeli 5.

Tabela 5. Stopnie fragmentacji siedliska na podstawie lesistości w obszarze.

Lesistość w obszarze*	Stopień fragmentacji
Do 15%	1
Powyżej 15% i mniej niż 30%	2
Powyżej 30% i mniej niż 50%	3
Powyżej 50%, ale bez kontaktu z innym obszarem o lesistości >50%	4
Powyżej 50%, ale w kontakcie z innym obszarem o lesistości >50%	5

*Analizę można wykonać na dostępnych danych przestrzennych.

3.3.4.4. Gatunki allochtoniczne w drzewostanie

Wskaźnik określany na podstawie danych zebranych w terenie na powierzchniach kołowych. Określany jest udział gatunków allochtonicznych (wszystkie gatunki poza naturalnym zasięgiem oraz obce ekologicznie z wyłączeniem gatunków pionierskich) w warstwie drzew jako iloraz sumy pokryć (lub liczby drzew) gatunków allochtonicznych do sumy pokryć (lub liczby) wszystkich drzew na powierzchni kołowej. Następnie liczony jest średni udział gatunków allochtonicznych na powierzchni kołowej a waloryzacji podlega otrzymana wartość średnia. Waloryzację wskaźnika przedstawia tabela 6.

3.3.4.5. Inwazyjne gatunki obce

Wskaźnik określany na podstawie danych zebranych w terenie na powierzchniach kołowych. Stwierdzana jest obecność gatunków inwazyjnych niezależnie od warstwy. Następnie obliczany jest udział powierzchni kołowych w obszarze ze stwierdzonymi gatunkami inwazyjnymi (niezależnie od liczby gatunków i ich ilościowości), a waloryzacji podlega otrzymana wartość. Waloryzację wskaźnika przedstawia tabela 6.

3.3.4.6. Drzewa o ponadnormatywnej grubości

Wskaźnik dotyczy żywych drzew, których pierśnica jest większa od optymalnej jaką mogą osiągnąć drzewa w drzewostanach użytkowanych. Metodyka proponuje próg na poziomie ≥ 70 cm grubości, wartość ta jest jednak zależna od gatunku, warunków siedliskowych i wieku rębności i może być zmieniona (obniżona lub podniesiona) w uzasadnionych przypadkach. Drzewa o zadanej grubości są zliczane na powierzchni kołowej, a uzyskana suma przeliczana na 1 ha. Innym rozwiązaniem jest obliczanie udziału pierśnicowego pola przekroju drzew o zadanej grubości na powierzchni próbnej. Kolejnym krokiem jest obliczenie średniej dla obszaru i poddanie waloryzacji otrzymanej wartości średniej. Waloryzację wskaźnika przedstawia tabela 6.

3.3.4.7. Młody drzewostan

Wskaźnik określa procent pokrycia powierzchni siedliska przyrodniczego w obszarze przez młody drzewostan. Obliczany jest na podstawie danych z opisów taksacyjnych wydzieleń leśnych lub powierzchni zajętej przez młody drzewostan na powierzchniach kołowych. W przypadku zastosowania powierzchni kołowych oblicza się wartość średnią dla obszaru a otrzymaną wartość poddaje ocenie. Za drzewostany młode uznawane są odnowienia lub zalesienia istniejące dłużej niż rok o wysokości przekraczającej 0,3 m oraz uprawy i młodniki do wysokości 6 m lub do wykonania pierwszych trzebieży. Waloryzację wskaźnika przedstawia tabela 6.

3.3.4.8. Zdolności regeneracyjne

Wskaźnik oparty na progach jakościowych. Opisuje problemy w regeneracji rodzimych gatunków leśnych. W przypadku zastosowania wskaźnika „młody drzewostan” wskaźnik nie jest brany pod uwagę. Wartość wskaźnika (problemów brak/ średnie/ poważne) określona jest dla całego obszaru. Waloryzację wskaźnika przedstawia tabela 6.

3.3.4.9. Martwe drewno

Wskaźnik opisuje zasoby martwego drewna poprzez liczbę martwych drzew stojących lub leżących o grubości powyżej 30cm w grubszym końcu. Drzewa są zliczane na powierzchni kołowej a następnie otrzymany wynik przeliczany na 1 ha. Kolejnym krokiem jest obliczenie średniej dla obszaru na podstawie wyników z powierzchni kołowych i poddanie waloryzacji otrzymanej wartości średniej. Waloryzację wskaźnika przedstawia tabela 6.

3.3.4.10. Owady saproksyliczne

Wskaźnik opisuje wartość biologiczną siedliska w obszarze wyrażoną poprzez obecność rzadkich gatunków owadów saproksylicznych. Wskaźnik ze względu na trudności w pozyskaniu wiarygodnych danych jest traktowany jako opcjonalny. Waloryzacja wskaźnika opiera się na liczbie gatunków „wymagających” i „bardzo wymagających” według opracowania Brustel (2004). Waloryzację wskaźnika przedstawia tabela 6.

3.3.4.11. Uszkodzenia gleby

Wskaźnik dotyczy głównie szkód powstałych w wyniku prowadzenia gospodarki leśnej. Rejestrowane są tylko uszkodzenia w obrębie powierzchni kołowej, które tworzą wyraźnie inne mikrosiedliska. Określany jest udział procentowy uszkodzeń na powierzchni kołowej a następnie średnia w obszarze, a otrzymana wartość średnia podlega waloryzacji. Waloryzację wskaźnika przedstawia tabela 6.

3.3.4.12. Inne uszkodzenia

Rejestrowane są inne uszkodzenia nie uwzględnione w pozostałych wskaźnikach (np.: „młody drzewostan” i „zdolności regeneracyjne”) na powierzchniach kołowych lub wykorzystywane dostępne źródła danych. Odnotowane uszkodzenia podlegają ocenie eksperckiej w skali całego obszaru. Waloryzację wskaźnika przedstawia tabela 6.

Jak zaznacza autorka metodyki, opracowana metodyka sama w sobie nie jest dobrym narzędziem do prowadzenia monitoringu, a służy przede wszystkim określaniu stanu ochrony siedliska tu i teraz. Wynika to z możliwości kompensowania się wskaźników wykorzystanych w metodyce. Jednakże opracowana metodyka wymaga na potrzeby waloryzacji wskaźników zebrania danych pomiarowych. Dzięki czemu możliwa jest analiza zmian wartości samych wskaźników pomiędzy badaniami i precyzyjne określenie kierunków zmian siedliska (Maciejewski 2016b).

3.3.5. Parametr Perspektywy ochrony

Oceniany według wytycznych KE (Załącznik I) w oparciu głównie o opinie ekspertów.

Tabela 6. Waloryzacja wskaźników według metodyki francuskiej.

Wskaźnik	Waloryzacja	
	Wartość	Ocena
Zmiana powierzchni siedliska	Stabilna bądź większa	0
	Zmniejszona	-10
Fragmentacja wewnątrz płatu*	Stabilna bądź mniejsza	nd
	Zwiększona	nd
Fragmentacja pomiędzy płatami*	Stabilna bądź mniejsza	nd
	Zwiększona	nd
Gatunki allochtoniczne w drzewostanie - średni udział w pokryciu lub pierśnicowym polu przekroju w obszarze	<1%	0
	1-5%	-5
	5-15%	-10
	15-30%	-30
	>30%	-40
Inwazyjne gatunki obce - udział stanowisk w obszarze	0%	0
	<30%	-10
	>30%	-20
Drzewa o ponadnormatywnej grubości - liczba lub udział w pierśnicowym polu przekroju (wartość średnia w obszarze)	>8 szt./ha lub >15%	5
	5-8 szt./ha lub 8-10%	0
	3-5 szt./ha lub 5-8%	-5
	1-3 szt./ha lub 2-5%	-10
	<1 szt./ha lub <2%	-20
Młody drzewostan** - średnie pokrycie	5-20%	0
	<5% lub >20%	-10
Zdolności regeneracyjne** - ocena obszaru	Brak	0
	Średnie	-5
	Poważne	-10
Martwe drewno - średnia liczba martwych drzew (szt./ha) o grubości >30cm w grubszym końcu Martwe drewno - średnia liczba martwych drzew (szt./ha) o grubości >30cm w grubszym końcu	>8 szt./ha lub >6 ale min. 1 o d >47,5cm	5
	6-8 szt./ha	0
	3-6 szt./ha	-5
	1-3 szt./ha	-10
	<1 szt./ha	-20
Owady saproksyliczne - liczba gatunków w obszarze	>5 bardzo wymagających	2
	1-4 bardzo wymagających i >5 wymagających, lub brak danych	0
	<1 bardzo wymagających i <5 wymagających	-2
Uszkodzenia gleby - średnia w obszarze	<2%	0
	2-10%	-10
	10-20%	-15
	>20%	-20
Inne uszkodzenia - ocena obszaru	Znikome	0
	Umiarkowane	-10
	Znaczące	-20

*Wskaźnik nie podlega waloryzacji – pełni funkcje informacyjną.

**Wskaźniki stosowane zamiennie

3.4. Niemcy

W Niemczech niezbędne dane do raportu krajowego zostały zebrane przez kraje związkowe, a dla obszaru wyłącznej strefy ekonomicznej (Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ)) przez rząd federalny. Kraje związkowe przekazały do Federalnej Agencji Ochrony Przyrody (Bundesamts für Naturschutz (BfN)):

- a) dane sprawozdawcze w specjalnie opracowanym przez BfN oprogramowaniu do gromadzenia danych „Electronic Completion Tool”,
- b) dane z ogólnokrajowego monitoringu gatunków i siedlisk przyrodniczych (Fauna-Flora-Habitat (FFH-Monitoring)) w większości również w bazie danych monitoringu dostarczonej przez rząd federalny,
- c) dane dotyczące rozmieszczenia siedlisk przyrodniczych (Lebensraumtypen (LRT)) i gatunków.

Dane z punktu a) i c) obejmują informacje głównie z inwentaryzacji obszarów Natura 2000. Dane z punktu b) opierają się na danych zebranych w ramach monitoringu siedlisk przyrodniczych, który został szerzej przedstawiony w rozdziale dotyczącym oceny parametru „struktura i funkcje”. Dane te zostały podsumowane w BfN i na ich podstawie została opracowana wstępną propozycją oceny zgodnie z zaleceniami KE (Załącznik I). Przygotowany w ten sposób projekt raportu był przedmiotem trzech krajowych konferencji oceniających, na których koordynowano ostateczną ocenę techniczną z zainteresowanymi krajami związkowymi dla każdego regionu biogeograficznego. Konferencjom oceniającym przewodniczyło Federalne Ministerstwo Środowiska, Ochrony Przyrody i Bezpieczeństwa Jądrowego (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU)). Kraje związkowe były reprezentowane przez najwyższe organy ochrony przyrody (ministerstwa) i/lub organy im podległe (urzędy państwowe lub instytuty państwowe). W przypadku siedlisk leśnych w koordynację zaangażowane było również Instytut Ekosystemów Leśnych Thünen (Thünen-Institut für Waldökosysteme) oraz organy odpowiedzialne za leśnictwo w krajach związkowych (ministerstwa, instytuty lub urzędy państwowe).

3.4.1. Ocena ogólna „stanu ochrony siedliska” w regionie biogeograficznym

Sposób wyprowadzenia oceny „stanu ochrony siedliska” przyrodniczego w regionie biogeograficznym zawiera opracowanie Ellwanger i in. (2020). Ocena „stanu ochrony siedliska” wyprowadzana na potrzeby raportowania do KE jest zgodna z wytycznymi KE (Załącznik I). Opiera się ona na czterech parametrach: „zasięg siedliska”, „powierzchnia siedliska”, „struktura i funkcje” oraz „perspektywy ochrony”.

3.4.2. Parametr „zasięg siedliska”

Określany na podstawie sprawozdań organów ochrony przyrody krajów związkowych, uzupełnione o dane z Państwowej Inwentaryzacji Lasu (Bundeswaldinventur (BWI)) na temat występowania siedlisk przyrodniczych. Waloryzacja według zaleceń KE (Załącznik I).

3.4.3. Parametr „powierzchnia siedliska”

Określany na podstawie sprawozdań organów ochrony przyrody krajów związkowych, uzupełnione o dane z Państwowej Inwentaryzacji Lasu (Bundeswaldinventur (BWI)) na temat występowania siedlisk. Waloryzacja według zaleceń KE. Waloryzacja według zaleceń KE (Załącznik I).

3.4.4. Parametr „struktura i funkcje” wg FFH-monitoring

Krajowe organy ochrony przyrody krajów związkowych oraz BfN opracowały założenia ogólnokrajowego monitoringu siedlisk przyrodniczych (FFH-Monitoring), które przedstawia opracowanie Sachteleben i Behrens (2010). Przewiduje on prowadzenie prac monitoringowych na 63 losowo wybranych powierzchniach próbnych. Powierzchnia próbna obejmuje kompleks jednorodnych płatów siedliska przyrodniczego o areale przekraczającym określaną powierzchnię minimalną dla poszczególnych siedlisk przyrodniczych (dla 9110 i 9130 jest to 10 ha, dla 9160 i 9170 0,5 ha). Jeżeli w regionie biogeograficznym istnieje mniej niż 63 stanowisk siedlisk przyrodniczych, wszystkie stanowiska są uwzględniane w monitoringu. Powierzchnie próbne w siedliskach, które są monitorowane przy użyciu próby losowej, zostały rozmieszczone w krajach związkowych proporcjonalnie do obszaru jaki zajmuje w nim dane siedlisko przyrodnicze. Jeśli areal siedliska w 80% mieści się w obszarach siedliskowych Natura 2000 wtedy monitoring prowadzony jest tylko w obszarach Natura 2000. Polepszenie stanu wiedzy na temat rozmieszczenia siedlisk przyrodniczych spowodowało konieczność założenia nowych powierzchni próbnych (nie rezygnowano z założonych już powierzchni próbnych ponieważ monitoring ma być prowadzony na stałych powierzchniach) i aktualnie ich liczba jest zwykle większa niż 63.

Schematy oceny dla siedlisk przyrodniczych podzielono na kryteria: „kompletność struktury siedliskowej typowej dla siedliska”, „kompletność inwentaryzacji gatunkowej typowej dla siedliska” oraz „upośledzenia” (BfN nr 481 (2017) – Załącznik IV). Kryteria te są początkowo oceniane indywidualnie w oparciu o wskaźniki. Stan siedliska/kryterium/wskaźnika jest klasyfikowany w trzech porządkowych stopniach:

- A – doskonały stopień zachowania (FV w metodyce polskiej),
- B – dobry stopień zachowania (FV w metodyce polskiej),
- C – średni lub słaby stopień zachowania (U1 lub U2 w metodyce polskiej).

3.4.4.1. Kryterium „struktura siedliska”

Kryterium według FFH-Monitoring obejmuje wskaźniki:

Struktura przestrzenna,
Drzewa siedliskowe,
Martwe drewno.

Opisy wskaźników w Załączniku IV.

Ocena kryterium określana jest przy użyciu schematu oceny Pinneberg (Tab. 7).

Tabela 7. Schemat wyprowadzania oceny metodą Pinneberg

Wartość 1	A	A	A	A	A	A	A	A	A	B	B	B	B	B	B	B	B	C	C	C	C	C	C	C	C	C	
Wartość 2	A	A	A	B	B	B	C	C	C	A	A	A	B	B	B	C	C	C	A	A	A	B	B	B	C	C	C
Wartość 3	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C
Ocena końcowa	A	A	B	A	B	B	B	B	C	A	B	B	B	B	B	B	B	C	B	B	C	B	B	C	C	C	C

3.4.4.2. Kryterium „gatunki typowe”

Kryterium według FFH-Monitoring obejmuje wskaźniki:

Gatunki typowe w drzewostanie,
Gatunki typowe w warstwie zielnej.

Opisy wskaźników w Załączniku IV.

Ocena tego kryterium wyprowadzana jest po zamianie ocen badanych wskaźników na wartości liczbowe (A – 1, B – 2, C – 3) i obliczeniu wartości średniej. Jeżeli uzyskana średnia wartość:

- jest $> 2 \frac{1}{3}$ to kryterium otrzymuje ocenę „C”,
- jest $> 1 \frac{2}{3}$ i $\leq 2 \frac{1}{3}$ to kryterium otrzymuje ocenę „B”,
- jest $\leq 1 \frac{2}{3}$ to kryterium otrzymuje ocenę „A”.

3.4.4.3. Kryterium „upośledzenia”

Kryterium według FFH-Monitoring obejmuje wskaźniki:

- Neofity drzewiaste,
- Apofity i neofity,
- Uszkodzenia gleby,
- Usuwanie *Ilex aquifolium* (siedliska 9110, 9130, 9170),
- Inne zniszczenia,
- Inne zniekształcenia,
- Drenaż (tylko 9160).

Opisy wskaźników w Załączniku IV.

3.4.4.4. Ocena parametru „struktura i funkcje”

Trzy wyżej wymienione kryteria są następnie podsumowane przy użyciu macierzy oceny (schemat Pinneberg - Tab. 7), aby uzyskać ocenę stanu siedliska na powierzchni próbnej.

W raporcie do KE z 2013 roku, ocena stanu siedliska w regionie biogeograficznym opierała się na udziale stanowisk w regionie z oceną C (Tab. 8) Ellwanger i in. (2020).

Tabela 8. Sposób oceny stanu siedliska przyrodniczego w regionie biogeograficznym zastosowany w raporcie do KE w 2013 roku.

Udział powierzchni próbnych z oceną „C”	Ocena regionu biogeograficznego
$> 25 \%$	U2
$> 20 \%$ i $\leq 25 \%$	U1
$\leq 20 \%$	FV

W raporcie do KE z 2019 roku zrezygnowano z stosowania metody „udział C” a ocenę parametru „struktura i funkcje” wyprowadzono przy użyciu wskaźnika opierającego się na udziałach ocen powierzchni próbnych i przypisanym im wagom (wskaźnik ważony) według wzoru:

$$\text{Wartość wskaźnika} = (NA * 5 + NB * 4 + NC * 1) / (NA + NB + NC) * 5$$

gdzie:

- NA – liczba powierzchni z oceną A
- NB – liczba powierzchni z oceną B
- NC – liczba powierzchni z oceną C

Kryteria oceny stanu siedliska przyrodniczego w regionie biogeograficznym na podstawie „wskaźnika ważonego” przedstawia tabela 9.

Tabela 9. Kryteria oceny stanu siedliska przyrodniczego w regionie biogeograficznym na podstawie metody użytej w raporcie do KE w 2019 roku.

Wartość wskaźnika	Ocena regionu biogeograficznego
< 0,47	U2
$\geq 0,47$ i < 0,73	U1
$\geq 0,73$	FV

Powyższa waloryzacja różni się od tej zaproponowanej przez KE (Załącznik I). Bazuje na średniej ważonej i nie uwzględnia w bezpośredni sposób udziału obszaru ocenionego jako FV oraz U2.

3.4.5. Parametr „struktura i funkcje” wg metodyki opartej na danych BWI

W raporcie do KE z 2019 roku dla leśnych siedlisk przyrodniczych, których powierzchnia siedliska jest stosunkowo niewielka w skali kraju, dane do oceny parametru „struktura i funkcje” pochodziły z FFH-Monitoring zebranych według metodyki przedstawionej w skrypcie BfN nr 481 (2017) – (Załącznik IV). W pozostałych przypadkach (w tym siedliska 9110, 9130, 9160 i 9170), podobnie jak w raporcie do KE z 2013 roku wykorzystano dane z Państwowej Inwentaryzacji Lasu (Bundeswaldinventur (BWI)) będącej odpowiednikiem polskiej Wielkoobszarowej Inwentaryzacji Stanu Lasu. Inwentaryzacja została przeprowadzona w Niemczech w 2012 roku (po raz trzeci). Ponieważ nie było nowych danych BWI za 2019 r. przyjęto w raporcie do KE z 2019 roku ocenę parametru „struktura i funkcje” z 2013 r. Metodykę oceny siedlisk przyrodniczych na podstawie danych z Państwowej Inwentaryzacji Lasu (BWI) przedstawia opracowanie Kroihner i in. (2017) – Załącznik IV, a metodykę BWI opracowanie Polley (2011).

Schematy oceny siedlisk przyrodniczych podzielono na takie same kryteria jak w metodyce FFH-monitoring: „kompletność struktury siedliskowej typowej dla siedliska”, „kompletność inwentaryzacji gatunkowej typowej dla siedliska” oraz „upośledzenia” (Kroihner i in. 2017). Kryteria te są początkowo oceniane indywidualnie w oparciu o wskaźniki.

3.4.5.1. Kryterium „struktura siedliska”

Kryterium według metodyki opierającej się na danych z BWI obejmuje wskaźniki:

- Struktura pionowa drzewostanu,
- Martwe drewno,
- Drzewa biocenotyczne,
- Fazy rozwojowe.

Opisy wskaźników w Załączniku IV.

Ocena tego kryterium wyprowadzana jest po zamianie ocen badanych wskaźników na wartości liczbowe analogicznie do oceny kryterium „gatunki typowe” według metodyki FFH-monitoring.

3.4.5.2. Kryterium „gatunki typowe”

Kryterium według metodyki opierającej się na danych z BWI obejmuje wskaźniki:

- Starodrzew,
- Młody drzewostan,
- Drzewostan główny.

Opisy wskaźników w Załączniku IV.

Wskaźnik „starodrzew”, podobnie jak „młody drzewostan” nie jest oceniany na powierzchni próbnej jeśli nie występuje. W konsekwencji czego otrzymujemy jeden, dwa bądź trzy wskaźniki w ramach kryterium. W przypadku trzech wskaźników ocena kryterium opiera się na schemacie Pinneberg, w przypadku dwóch wskaźników analogicznie do oceny kryterium „gatunki typowe” według metodyki opierającej się na danych z BWI. W przypadku wystąpienia w kryterium tylko jednego wskaźnika (drzewostan główny) ocena tego wskaźnika determinuje ocenę kryterium „gatunki typowe”.

3.4.5.3. Kryterium „upośledzenia”

Kryterium według metodyki opierającej się na danych z BWI obejmuje wskaźniki:

- Gatunki wskaźnikowe eutrofizacji (tylko 9110),
- Inwazyjne rośliny zielne,
- Inwazyjne rośliny drzewiaste,
- Uszkodzenia gleby.

Opisy wskaźników w Załączniku IV.

3.4.5.4. Ocena parametru „struktura i funkcje”

Ocena kryterium „upośledzenia” wyprowadzana jest na podstawie ocen poszczególnych wskaźników przy użyciu metody najgorszy decyduje.

Trzy wyżej wymienione kryteria są następnie podsumowane przy użyciu macierzy oceny (schemat Pinneberg), aby uzyskać ocenę stanu siedliska na powierzchni próbnej. Ocena parametru „struktura i funkcje” na poziomie regionu biogeograficznego wyprowadzana jest w ten sam sposób jak opisano w rozdziale dotyczącym metodyki FFH-monitoring.

3.4.6. Parametr Perspektywy ochrony

Ocena ekspercka według wytycznych KE (Załącznik I).

3.5. Polska

Głównym źródłem danych do raportów o stanie ochrony siedlisk w Polsce jest monitoring siedlisk przyrodniczych realizowany w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska od 2006 r. Pozwala on na uzyskanie danych umożliwiających ocenę stanu ochrony siedlisk i opracowanie raportów do KE o stanie ochrony siedlisk na poziomie regionów biogeograficznych: alpejskiego i kontynentalnego. Zakres informacji gromadzonej w ramach monitoringu oraz sposób oceny stanu siedlisk dostosowano do potrzeb sprawozdawczości z wdrażania DS, zgodnie z artykułem 17 tej dyrektywy. Stan siedliska przyrodniczego na badanych stanowiskach określa się w oparciu o oceny 3 parametrów: „powierzchnia”, „struktura i funkcja” oraz „perspektywy ochrony”. Określanie parametrów „struktura i funkcja” siedliska przyrodniczego opiera się na badaniu wybranych wskaźników. Wskaźniki na stanowiskach monitoringowych oceniane są w trzystopniowej skali, przyjętej dla oceny parametrów i stanu ochrony siedlisk przyrodniczych i gatunków w skali regionu biogeograficznego w raporcie dla Komisji Europejskiej: FV – stan właściwy, U1 – stan niezadowalający, U2 – stan zły. W przypadku braku danych stan ochrony określa się jako XX – stan nieznan. Prace monitoringowe dla poszczególnych siedlisk przyrodniczych, wykonywane są zgodnie z opracowanymi metodykami, opisanymi w przewodnikach metodycznych monitoringu, opublikowanych w ramach Biblioteki Monitoringu Środowiska przez Inspekcję Ochrony Środowiska w latach 2010-2017 (Mróz 2010, 2012a, 2012b, 2015).

Monitoring prowadzony jest na stanowiskach wybranych w taki sposób, aby reprezentowały cały zasięg występowania badanych siedlisk przyrodniczych, a także ich wewnętrzne różnicowanie. Badane są zarówno stanowiska położone na obszarach Natura 2000 jak i poza nimi. W przypadku rzadkich typów siedlisk przyrodniczych i gatunków monitoringiem objęte są wszystkie znane lokalizacje. W przypadku szerzej rozpowszechnionych siedlisk i gatunków w pierwszej kolejności starano się uwzględnić lokalizacje, w których znajdują się kluczowe zasoby danego siedliska przyrodniczego. W kolejnych cyklach monitoringu pula badanych stanowisk była stopniowo zwiększana lub uległa redukcji w celu optymalizacji ich rozmieszczenia i aktualnie dla większości siedlisk stanowi próbę reprezentatywną dla regionów biogeograficznych.

3.5.1. Ocena ogólna „stanu ochrony siedliska” w regionie biogeograficznym

Zgodnie z wytycznymi KE odnośnie raportowania opiera się ona na czterech parametrach: „zasięg”, „powierzchnia”, „struktura i funkcje” oraz „perspektywy ochrony” siedliska w regionie według waloryzacji przedstawionej w Załączniku I. Szczegółowy opis sposobu wyprowadzania oceny „stanu ochrony siedliska” przyrodniczego w regionie biogeograficznym znajduje się opracowaniu wyników monitoringu za lata 2013-2018 opublikowanym w ramach Biuletynu Monitoringu Środowiska (Cieśla i in. 2021).

3.5.2. Parametr „zasięg siedliska”

W aktualnym okresie raportowym zasięg występowania siedliska został wyliczony przy użyciu dedykowanego narzędzia (Range Tool) przygotowanego przez ETC/BD oraz EEA, w sposób automatyczny na podstawie rozmieszczenia kwadratów (10x10 km), w których występuje siedlisko w regionie biogeograficznym na terenie kraju (na podstawie danych z Banku Danych o Lasach, Standardowych Formularzach Danych, Planach ochrony, Planach zadań ochronnych, literatury i wiedzy eksperckiej). Przy obliczaniu powierzchni zasięgu siedliska zastosowano „gap distance” wynoszący 40 km, a wyliczony przez narzędzie zasięg nie został przycięty do granic Polski. Ocena zasięgu występowania siedliska w regionie biogeograficznym stanowi odniesienie do powierzchni referencyjnej siedliska oraz

obserwowanych tendencji krótkoterminowych zmian powierzchni zasięgu. W związku ze zmianą metodycznego podejścia do obliczania powierzchni zasięgu, możliwości porównania powierzchni zasięgu pomiędzy cyklami raportowania oraz wnioskowania są ograniczone. Waloryzacja parametru zgodnie z wytycznymi KE (patrz Załącznik I).

3.5.3. Parametr „powierzchnia siedliska”

Parametr „powierzchnia siedliska” w regionie biogeograficznym został oceniony na podstawie aktualnie zajmowanej przez siedlisko powierzchni w regionie biogeograficznym, którą odniesiono do ustalonej na potrzeby raportu wielkości referencyjnej z uwzględnieniem zachodzących trendów. Aktualną powierzchnię siedliska określono na podstawie dostępnych danych: inwentaryzacyjnych (Bank Danych o Lasach, Standardowe Formularze Danych, Plany ochrony i Plany zadań ochronnych), literaturowych oraz wiedzy eksperckiej. Waloryzacja parametru zgodnie z wytycznymi KE (patrz Załącznik I).

3.5.4. Parametr „struktura i funkcje”

Ocena parametru „specyficzna struktura i funkcje” uwzględnia proporcje udziału powierzchni siedlisk w różnym stanie ochrony. Proporcje te określono na podstawie ocen parametru „struktura i funkcje” na stanowiskach monitoringowych PMŚ przypisując każdemu stanowisku tę samą wagę. Prace monitoringowe na stanowiskach monitoringowych siedlisk przyrodniczych PMŚ, wykonywane są zgodnie z metodykami opublikowanymi w ramach Biblioteki Monitoringu Środowiska przez Inspekcję Ochrony Środowiska w latach 2010-2017 (Mróz 2010, 2012a, 2012b, 2015). Kryteria oceny parametru (Tab. 10) różnią się względem wzorca zaproponowanego przez KE (Załącznik I). Według krajowej waloryzacji aby ocenić parametr jako FV wymagany jest niższy udział powierzchni siedliska w stanie FV (50% zamiast 90%), natomiast aby ocenić parametr jako U2 wymagany jest wyższy udział powierzchni siedliska ocenionej na U2 (33% zamiast 20%). Różnica wynika z potrzeby dostosowania waloryzacji parametru do specyfiki używanych metodyk oceny stanu ochrony siedlisk przyrodniczych, które w opinii ekspertów uznawane są za stosunkowo surowe.

Tabela 10. Kryteria oceny parametru Specyficzna struktura i funkcje według polskiej metodyki.

Stan ochrony	Kryteria oceny
FV	Ponad 50% obszaru siedliska ma właściwy stan struktury i funkcji i jednocześnie na mniej niż 20% obszaru został on oceniony jako zły U2
U1	Inna kombinacja kryteriów niż „stan właściwy” lub „stan zły”
U2	Ponad 33% obszaru siedliska ma zły (U2) stan struktury i funkcji
XX	Brak lub niewystarczająca ilość wiarygodnych danych. Stan struktury i funkcji należy uznać za „nieznany”, jeżeli ponad 75% obszaru siedliska ma „nieznany” stan.

3.5.5. Parametr „perspektywy ochrony”

Ocena parametru „perspektywy ochrony” stanowi wypadkową oceny trendów stanu ochrony parametrów „zasięg siedliska”, „powierzchnia siedliska” i „struktura i funkcje”. Waloryzacja parametru zgodnie z wytycznymi KE (patrz Załącznik I).

4. Porównanie cech monitoringu

Porównanie cech wspólnych i różnic w metodykach monitoringu stosowanych w Czechach, Danii, Francji, Niemczech i Polsce sporządzona w formie najczęściej zadawanych pytań (FAQ) i przedstawia je tabela 11. Opracowano je w oparciu o analizę materiału przedstawionego w rozdziale 3 dotyczącym opisu koncepcji monitoringu poszczególnych krajów oraz na podstawie literatury na którą powołują się w tych rozdziałach. Opis metodyki polskiej przygotowano na podstawie podręczników metodycznych opublikowanych w ramach Biblioteki Monitoringu Środowiska przez Inspekcję Ochrony Środowiska w latach 2010-2017 (Mróz 2010, 2012a, 2012b, 2015) oraz opracowaniu wyników monitoringu za lata 2013-2018 opublikowanym w ramach Biuletynu Monitoringu Środowiska (Cieśla i in. 2021). Układ pytań dotyczy zagadnień związanych z zakresem monitoringu oraz procedurą wyprowadzenia oceny stanu ochrony siedliska przyrodniczego na poziomie regionu biogeograficznego począwszy od koncepcji gromadzenia danych, poprzez ich zbiór, agregację i ocenę.

Tabela 11. Porównanie cech monitoringu w każdym z analizowanych krajów.

Pytanie (cecha)	Niemcy*	Francja	Dania	Czechy	Polska
Zakres monitoringu					
Czy w raporcie do KE stan analizowanych siedlisk przyrodniczych oceniany jest przynajmniej w jednym regionie biogeograficznym inaczej niż „stan nieznan” (XX)?	Tak	Tak	Tak	Tak	Tak
Czy opracowano metodykę monitoringu stanu ochrony siedlisk na poziomie regionu biogeograficznego?	Tak	Nie	Tak	Tak	Tak
Dla jakiego obszaru opracowano metodyki oceny stanu ochrony siedlisk?	Region biogeograficzny	Obszar Natura 2000	Region biogeograficzny	Region biogeograficzny	Region biogeograficzny, obszar Natura 2000, stanowisko
Jakie parametry oceny stanu siedliska zostały uwzględnione w metodyce?	"struktura i funkcje"	„powierzchnia siedliska” oraz „struktura i funkcje” (w ramach jednego parametru)	„struktura i funkcje"	„struktura i funkcje"	„powierzchnia siedliska”, „struktura i funkcje”, „perspektywy ochrony"

Pytanie (cecha)	Niemcy*	Francja	Dania	Czechy	Polska
Czy dane zbierane w monitoringu są głównym źródłem danych do oceny parametru „powierzchnia siedliska” w regionie biogeograficznym?	Nie, głównie dane z innych źródeł	Nie, głównie dane z innych źródeł	Nie, głównie dane z programu mapowania siedlisk (równoległe do monitoringu)	Tak (główny cel monitoringu to mapowanie siedlisk)	Nie, głównie dane z innych źródeł
Czy dane zbierane w monitoringu są głównym źródłem danych do oceny parametru „struktura i funkcje” w regionie biogeograficznym?	Tak	Niekoniecznie	Tak	Tak	Tak
Czy dane zbierane w monitoringu są głównym źródłem danych do oceny parametru „perspektywy ochrony” w regionie biogeograficznym?	Nie, głównie dane z innych źródeł	Nie, głównie dane z innych źródeł	Nie, głównie dane z innych źródeł	Tylko na danych z monitoringu	Tak (oraz innych dostępnych źródłach)
Gromadzenie danych					
Co jest podstawową jednostką monitoringu?	A - Kompleks jednorodnych płatów siedliska o areale przekraczającym minimalną wartość dla danego siedliska. B - powierzchnia kołowa $r = 25m$	Powierzchnia kołowa $r=20m$	Stacja złożona z około 10 kołowych powierzchni próbnych $r=15m$	Jednorodny płat siedliska (min. 15 arów za wyjątkiem siedlisk rzadkich)	Stanowisko o areale 20-40 arów (dopuszczalny mniejszy areal)
W jaki sposób rozmieszczono podstawowe jednostki monitoringu?	A - losowo; B - systematyczny pobór próby	Dowolny w poszczególnych obszarach	Systematyczny pobór próby w wytypowanych płatach siedliska	Pełna inwentaryzacja	Z wyboru
Czy podstawowa jednostka monitoringu jest na tyle duża by reprezentowała zróżnicowanie płatu siedliska w którym się znajduje?	A - tak; B - nie	Nie	Tak	Tak	Nie

Pytanie (cecha)	Niemcy*	Francja	Dania	Czechy	Polska
Czy jest wymóg stabilizacji podstawowej jednostki monitoringu?	A - nie; B - tak	Nie	Nie	Nie	Nie
Czy określono minimalną liczbę podstawowych jednostek monitoringowych?	Tak (63)	Tak (wartość średnia wraz z przedziałem ufności na poziomie 95% powinna mieścić się w przedziale oceny danego wskaźnika)	Nie (ale wprowadzono replikację pomiarów na stacjach co skutecznie niweluje ryzyko związane ze zbyt niską liczebnością próbą)	Nie ma takiej potrzeby przy pełnej inwentaryzacji	Nie
Ile lat trwa cykl monitoringu?	A – 6; B - 12	Nie sprecyzowano	6	12	ok. 6
Dane					
Czy lista ocenianych wskaźników różni się pomiędzy typami siedlisk?	A - nieznacznie; B - nie; A i B to różne listy	Nie	Nie	Nie	Tak
Czy waloryzacja wskaźników różni się pomiędzy typami siedlisk?	Nie	Nie	Tak (większość wskaźników)	Tak (część wskaźników)	Tak (część wskaźników)
Jaki rodzaj danych zbierany jest na podstawowej jednostce monitoringu?	A - Ocena wskaźnika w trójstopniowej skali porządkowej. B - surowe dane	Surowe dane	Surowe dane	Wartość wskaźnika na skali porządkowej (różne skale w zależności od wskaźnika)	Ocena wskaźnika w trójstopniowej skali porządkowej
Na jakim poziomie organizacji monitoringu następuje waloryzacja danych surowych?	A - powierzchnia próbna; B - powierzchnia próbna/region biogeograficzny	Obszar Natura 2000	Stacja obejmująca około 10 powierzchni próbnych	Region biogeograficzny	Stanowisko
Czy w monitoringu wykorzystywana jest waloryzacja analogiczna do zaproponowanej przez KE?	Nie (własna skala lub surowe dane)	Nie (własna skala lub surowe dane)	Nie (surowe dane)	Nie (własna skala)	Tak

Pytanie (cecha)	Niemcy*	Francja	Dania	Czechy	Polska
Czy możliwe jest powtórne wyprowadzenie oceny już zebranych danych po zmianie waloryzacji wskaźnika?	A - nie; B - tak	Tak	Tak	Nie	Nie
Czy są możliwości analizy statystycznej trendu zmian wskaźników?	A - ograniczone trójstopniową skalą porządkową; B - tak	Tak	Tak	Ograniczone skalą porządkową lub nominalną	Ograniczone trójstopniową skalą porządkową;
Wyprowadzanie oceny					
Czy w metodyce wykorzystywane są wskaźniki kardynalne?	Tak (wszystkie w 1j z 3 grup wskaźników)	Nie	Tak (wszystkie wskaźniki są kardynalne)	Nie	Tak
Jaką metodą agregowane są oceny wskaźników?	W zależności od grupy wskaźników: ustalony schemat, średnia arytmetyczna transformowanych ocen, najgorszy decyduje	Średnia ważona	Najgorszy decyduje	Ocena ekspercka	Najgorszy decyduje lub ocena ekspercka
Co jest efektem agregacji wskaźników?	Ocena (krajowa skala ocen) grup wskaźników na powierzchni próbnej (oceny grup wymagają kolejnej agregacji by otrzymać ocenę powierzchni próbnej)	Ocena „stanu ochrony siedliska” w obszarze Natura 2000	Ocena (krajowa skala stanu ochrony) stanu siedliska na stacji	Ocena parametru „struktura i funkcję” oraz „perspektywy ochrony” w regionie biogeograficznym	Ocena parametrów na stanowisku a następnie ocena „stanu ochrony siedliska” na stanowisku

Pytanie (cecha)	Niemcy*	Francja	Dania	Czechy	Polska
Jak wyprowadzana jest ocena parametru „struktura i funkcje” na poziomie regionu biogeograficznego?	Średnia ważona z udziałów ocen (skala krajowa) parametru „sif” na powierzchniach próbnych	Ocena ekspercka wyników monitoringu w obszarach Natura 2000	Udział ocen w stanie złym i dobrym (skala krajowa) na stacjach.	Udział ocen (skala krajowa) parametru „sif” w płatach siedliska	Udział ocen FV i U2 parametru „sif” na stanowiskach
Czy wyprowadzenie oceny parametru „struktura i funkcje” na poziomie regionu biogeograficznego jest wykonywane na podstawie waloryzacji proponowanej przez KE?	Nie	Tak	Tak	Tak	Nie
Jak wyprowadzana jest ocena parametru „zasięg siedliska” na poziomie regionu biogeograficznego?	Zgodnie z wytycznymi KE na podstawie analizy danych zbieranych poza monitoringiem	Zgodnie z wytycznymi KE na podstawie analizy danych zbieranych poza monitoringiem	Zgodnie z wytycznymi KE na podstawie analizy danych zbieranych podczas mapowania (program siostrzany do monitoringu)	Zgodnie z wytycznymi KE na podstawie danych zbieranych podczas monitoringu	Zgodnie z wytycznymi KE na podstawie analizy danych zbieranych poza monitoringiem
Jak wyprowadzana jest ocena parametru „powierzchnia siedliska” na poziomie regionu biogeograficznego?	Przy użyciu narzędzia „Range Tool” zgodnie z wytycznymi KE	Przy użyciu narzędzia „Range Tool” zgodnie z wytycznymi KE	Przy użyciu narzędzia „Range Tool” zgodnie z wytycznymi KE	Przy użyciu narzędzia „Range Tool” zgodnie z wytycznymi KE	Przy użyciu narzędzia „Range Tool” zgodnie z wytycznymi KE
Jak wyprowadzana jest ocena parametru „perspektywy ochrony” na poziomie regionu biogeograficznego?	Ocena ekspercka wskaźników z kryterium „upośledzenia” oraz innych danych	Ocena ekspercka wskaźników z kryterium „uszkodzenia gleby” i „inne uszkodzenia” oraz innych danych	Ocena ekspercka danych zebranych podczas monitoringu oraz innych danych	Udział ocen (skala krajowa) wskaźnika „degradacja” w płatach siedliska	Ocena ekspercka danych zbieranych podczas monitoringu oraz innych danych

Pytanie (cecha)	Niemcy*	Francja	Dania	Czechy	Polska
Czy wyprowadzenie oceny ogólnej stanu ochrony siedliska przyrodniczego w regionie biogeograficznym jest zgodne z wytycznymi KE	Tak	Tak	Tak	Tak	Tak

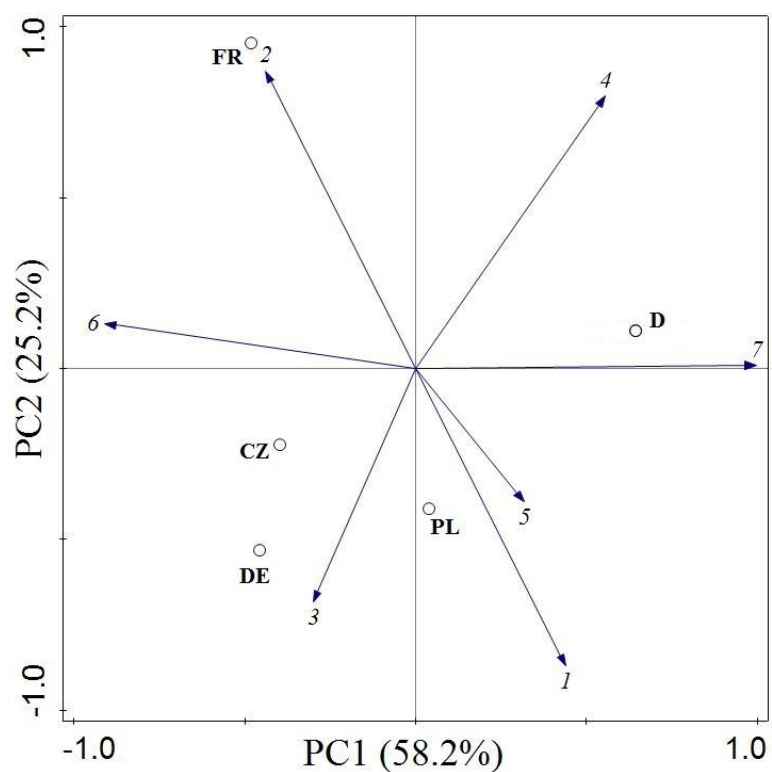
*W Niemczech funkcjonują dwie metodyki monitoringu stanu ochrony siedlisk, w przypadku występowania różnic w odpowiedzi na zadane pytanie oznaczono je przy użyciu liter A (FFH-monitoring) i B (monitoring oparty na danych BWI).

W badanych metodykach można wyróżnić zestaw cech, które je między sobą różnicują. Wybrane cechy zestawiono w tabeli 12, a różnice pomiędzy metodykami zobrazowano przy użyciu metody PCA (Principal Components Analysis) (Ryc. 2), która pozwala w graficzny sposób przedstawić współzależności analizowanych cech. Metodyka francuska jako jedyna umożliwia wyprowadzenie oceny regionu na podstawie analizy surowych danych. Metodyka czeska również opiera ocenę regionu biogeograficznego bezpośrednio na danych zebranych na stanowiskach, ale są one zbierane przy użyciu skali porządkowej lub nominalnej. Według metodyki polskiej ocena stanu siedliska jest oparta na wskaźnikach kardynalnych, a ocena regionu jest wyprowadzana z ocen na stanowiskach. Metodyka niemiecka stosuje najwyższej stopni agregacji w trakcie wyprowadzania oceny parametru „struktura i funkcje” na poziomie regionu biogeograficznego. Wykorzystuje ona również wskaźniki kardynalne ale tylko w obrębie jednego kryterium („upośledzenia”), którego ocena w dalszej kolejności podlega uśrednianiu. Metodykę polską i niemiecką wyróżnia to, że ocena stanu siedliska w ramach parametru „struktura i funkcje” na poziomie regionu biogeograficznego jest wyprowadzana niezgodnie z wytycznymi KE. Metodyka duńska zawiera tylko wskaźniki kardynalne i w ocenie stanu siedliska na stacji monitoringowej nie uśrednia ocen uzyskanych w ramach wskaźników.

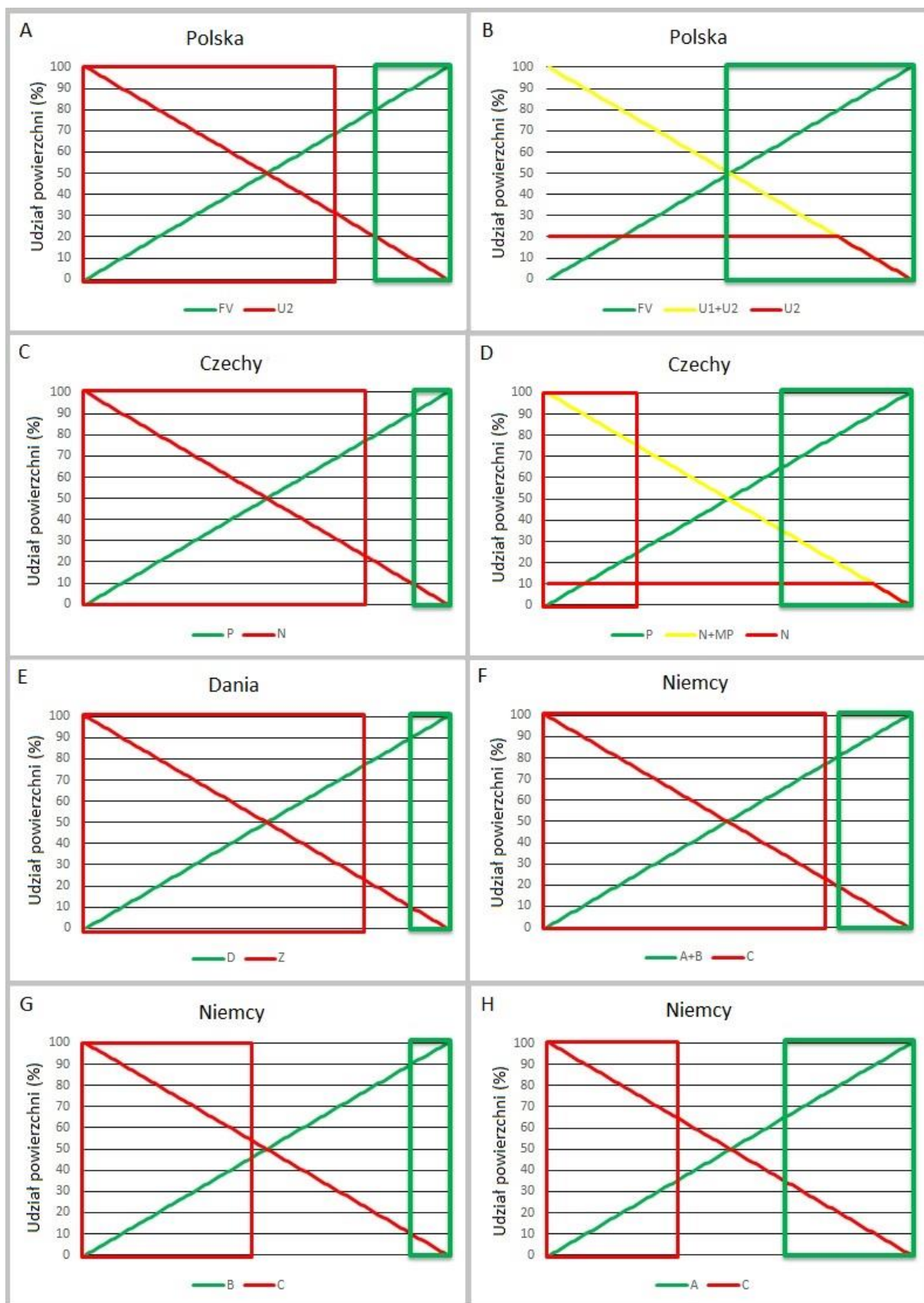
Tabela 12. Wybrane cechy metodyk mające wpływ na ocenę stanu siedliska przyrodniczego w ramach parametru „struktura i funkcje” na poziomie regionu biogeograficznego.

Lp.	Cecha	PL	D	FR	DE	CZ
1	Ocena regionu wyprowadzana jest z ocen na stanowiskach*	1	1	0	1	1
2	Ocena regionu wyprowadzana jest z surowych danych*	0	0	1	0	0
3	Występują wskaźniki kardynalne*	1	0	0	1	0
4	Agregacja wskaźników przy użyciu średniej*	0	1	1	0	0
5	Powierzchnia próbną jest na tyle duża by reprezentować płat siedliska w którym się znajduje*	0	1	0	1	1
6	Ocena regionu wyprowadzana zgodnie z wytycznymi KE*	0	0	1	1	1
7	Liczba stopni agregacji w ocenie regionu	2	3	1	1	1

CZ – metodyka czeska, D – metodyka niemiecka, DE – metodyka duńska, FR – metodyka francuska, PL – metodyka polska. *1 = prawda, 0 = Fałsz



Ryc. 2. Diagram PCA grupujący analizowane metodyki (koła) wg wybranych cech (1-7) mających wpływ na ocenę stanu siedliska przyrodniczego w ramach parametru „struktura i funkcje” na poziomie regionu biogeograficznego. Opis cech w tabeli 12 zgodnie z numerem porządkowym wiersza. CZ – metodyka czeska, D – metodyka niemiecka, DE – metodyka duńska, FR – metodyka francuska, PL – metodyka polska.



Ryc. 3. Graficzne przedstawienie zależności pomiędzy udziałem powierzchni w danym stanie ochrony a stanem ochrony siedliska przyrodniczego w ramach parametru „struktura i funkcje” na poziomie regionu biogeograficznego. Kwadrat czerwony – ocena U2 w ramach parametru SiF na poziomie regionu biogeograficznego; kwadrat zielony – ocena FV w ramach

parametru SiF na poziomie regionu biogeograficznego. A: Zależność pomiędzy oceną regionu, a udziałem stanu FV i U2 wg polskiej metodyki. B: Zależność pomiędzy oceną regionu, a udziałem stanu FV i U1 wg polskiej metodyki. C: Zależność pomiędzy oceną regionu, a udziałem stanu P i N wg czeskiej metodyki (P i N odpowiada kolejno FV i U2 wg polskiej metodyki). D: Zależność pomiędzy oceną regionu, a udziałem stanu P i MP wg czeskiej metodyki (MP odpowiada U1 wg polskiej metodyki). E: Zależność pomiędzy oceną regionu, a udziałem stanu Z i D wg duńskiej metodyki (Z i D odpowiada kolejno U2 i FV wg polskiej metodyki). F: Zależność pomiędzy oceną regionu, a udziałem stanu A+B i C wg niemieckiej metodyki z raportu do KE z 2013 roku (A+B i C odpowiada kolejno FV i U2 wg polskiej metodyki). G: Zależność pomiędzy oceną regionu, a udziałem stanu A i C wg niemieckiej metodyki z raportu do KE z 2019 roku (A i C odpowiada kolejno FV i U2 wg polskiej metodyki). H: Zależność pomiędzy oceną regionu, a udziałem stanu B i C wg niemieckiej metodyki z raportu do KE z 2019 roku (B i C odpowiada kolejno FV i U2 wg polskiej metodyki).

Bardzo ważnym elementem mającym wpływ na ocenę stanu siedliska w ramach parametru „struktura i funkcje” na poziomie regionu biogeograficznego ma sposób agregacji ocen stanu siedliska z stanowisk monitoringowych. Sposób wyprowadzenia oceny został przedstawiony dla każdego kraju w rozdziale poświęconym koncepcji monitoringu. Co prawda metoda wyprowadzania oceny w ramach parametru „struktura i funkcje” na poziomie regionu biogeograficznego jest określona przez zalecenia KE (Załącznik I) jednakże nie wszystkie kraje stosują się do tych zaleceń. Ściśle wypełnia je metodyka duńska, czeska oraz francuska (Ryc. 3). Należy jednak przy tym pamiętać, że ocena stanu siedliska przyrodniczego wg metodyki francuskiej opiera się głównie na opinii eksperta. Metodyka polska pozwala na ocenienie stanu ochrony w ramach parametru „struktura i funkcje” na FV przy dwukrotnie wyższym udziale powierzchni w stanie złym niż zaleca to KE (20% zamiast 10%) oraz umożliwia wystawienie oceny U1 przy udziale w stanie złym o 8% (33% zamiast 25%) wyższym od zaleceń KE. Metodyka polska pozwala również na wystawienie oceny FV gdy stan siedliska jest właściwy tylko na 50% stanowisk, a nie na 90% jak zawarte jest w zaleceniach KE. Metodyka niemiecka użyta w raporcie do KE z 2013 roku również tolerowała dwukrotnie wyższy udział powierzchni w stanie złym niż zaleca to KE w ocenie FV parametru na poziomie regionu biogeograficznego. Natomiast w raporcie do KE z 2019 roku ocena parametru „struktura i funkcje” na poziomie regionu biogeograficznego wg metodyki niemieckiej została oparta na współczynniku będącym średnią ważoną udziałów stanów ochrony. Progi waloryzacji tego wskaźnika zostały tak dobrane, że w skrajnych przypadkach ocenę FV można uzyskać przy udziale 11% stanu C (odpowiednik U2) i 89% stanu B (stan pośredni, odpowiadający pod względem waloryzacji U1 z metodyki polskiej, ale uznawany wg metodyki niemieckiej za stan właściwy czyli FV) oraz przy udziale 33% stanu C (ten sam poziom jak w metodyce polskiej) i 67% stanu A (stan właściwy, odpowiada z dużą dokładnością poziomowi FV z metodyki polskiej). Natomiast ocenę U2 można uzyskać dopiero przy udziale 55% stanu C i 45% stanu oraz przy udziale aż 66% stanu C (ten sam poziom jak w metodyce polskiej) i tylko 4% stanu A.

5. Porównanie wskaźników oraz ich waloryzacji

5.1. Wprowadzenie

Wskaźniki w analizowanych metodykach dotyczą przede wszystkim parametru „struktura i funkcje” ponieważ tylko ten parametr, za wyjątkiem metodyki polskiej, jest w nich oceniany. Tylko metodyka francuska uwzględnia w ocenie wskaźniki dotyczące parametru „powierzchnia siedliska”. Metodyka polska wykorzystuje do tego celu odrębny parametr. W pozostałych metodykach powierzchnia siedliska nie jest oceniana. Aczkolwiek monitorowanie parametru „powierzchnia siedliska” na poziomie regionu biogeograficznego jest możliwe w metodyce czeskiej (kartowane są wszystkie płaty siedliska w regionie i stąd znana jest bardzo dokładna powierzchnia), duńskiej (w każdym cyklu powierzchnia próbna ma określany typ siedliska przyrodniczego i można poddać analizie frekwencję siedliska na powierzchniach próbnych) oraz niemieckiej opartych na danych z BWI (po każdej aktualizacji danych możliwa jest ponowna klasyfikacja powierzchni próbnych przy użyciu algorytmu i analiza frekwencji siedliska na powierzchniach próbnych). Nie uwzględnianie w metodykach wskaźników dotyczących powierzchni siedliska wynika z założeniu, że powierzchnia siedliska powinna być stabilna na poziomie regionu biogeograficznego, a zmiany na poziomie pojedynczego płatu siedliska są dopuszczalne o ile bilans powierzchni siedliska na poziomie regionu nie jest ujemny. Założenie te dopuszcza również możliwość zanikania pojedynczych płatów siedliska, jeśli nie ma to wpływu na powierzchnie siedliska tj. jego areal i granice zasięgu czyli muszą pojawiać się nowe płaty siedliska w pobliżu zanikających (w tym samym „oczku” mapy na podstawie której obliczana jest powierzchnia i zasięg siedliska). Zmniejszenie się liczby stanowisk monitoringowych świadczy najprawdopodobniej o zmniejszaniu się powierzchni siedliska w przypadku metodyki czeskiej i duńskiej, niemieckiej opartej na BWI. Metody te każdorazowo wymagają klasyfikacji płatu do siedliska przyrodniczego i opierają się na próbie pobieranej systematycznie lub pełnej inwentaryzacji. Natomiast błędnych wniosków odnośnie powierzchni siedliska w regionie może dostarczać metodyka polska i niemiecka FFH-monitoring – opierają się one na próbie rozmieszczonej w sposób subiektywny, aktualizacja siatki jest również subiektywna, a metoda nie dostarcza informacji czy ewentualny zanik siedliska w konkretnej lokalizacji jest rekompensowany wykształceniem się płatu siedliska w innej lokalizacji (co wynika z naturalnej dynamiki siedliska). Podobnie w metodyce francuskiej liczba powierzchni próbnych nie ma związku z powierzchnią siedliska w obszarze Natura 2000, a wynika wyłącznie ze zmienności badanych cech danego typu siedliska przyrodniczego.

Żadna z analizowanych metodyk (poza polską) nie ocenia parametru „perspektywy ochrony” choć badane wskaźniki, zwłaszcza dotyczące zaburzeń, mogą być wykorzystywane w późniejszym etapie prac do oceny tego parametru w regionie.

Liczba wskaźników podlegających waloryzacji w poszczególnych metodykach oceny stanu ochrony siedlisk przyrodniczych waha się od 5 do 17 wskaźników. Liczba wskaźników w metodyce duńskiej, czeskiej i francuskiej jest taka sama w każdym z analizowanych siedlisk przyrodniczych. Metodyka niemiecka i polska różni się zestawem wskaźników w zależności od ocenianego siedliska przyrodniczego.

Pomiędzy porównywanymi metodykami występują również bardzo duże zróżnicowanie w typie danych podlegających waloryzacji (Ryc. 4). W waloryzacji poszczególnych wskaźników wykorzystywane są dane będącą opinią eksperta, szacunkiem wartości albo wynikiem pomiarów lub zliczania. Dane będące wynikiem wykonanych pomiarów na powierzchni próbnej charakteryzują się wysoką jakością i wiarygodnością danych. Gorszą jakością charakteryzują się dane pochodzące z szacunku, przede wszystkim dlatego, że są obarczone nieznana wielkością błędu oraz mogą się różnić w zależności od

obserwatora. Zaletą obu tych typów danych jest to, że ich analiza może być przeprowadzona przy zastosowaniu szerokiego zakresu metod statystycznych oraz możliwe jest określenie trendu zachodzących zmian ze znanym błędem. Najmniej przydatne w monitoringu są dane oparte na opinii eksperta. Niemniej w wielu przypadkach są one po prostu niezastąpione.



Ryc. 4. Liczba wskaźników i typ danych stosowany w ich waloryzacji w analizowanych metodach oceny stanu ochrony siedlisk przyrodniczych.

Metodyka duńska wykorzystuje zaledwie 5 wskaźników, ale wszystkie opierają się na danych pomiarowych. Metodyka czeska zawiera 7 wskaźników z czego waloryzacja aż 5 wskaźników opiera się na opinii eksperta. Metodyka francuska zawiera 10 wskaźników

w tym po 4 wskaźniki podlegają waloryzacji na podstawie danych pochodzących z szacunku i pomiaru lub zliczania. Metodyka niemiecka wykorzystywana w FFH-monitoring zawiera od 10 do 12 wskaźników w zależności od ocenianego siedliska. W metodyce tej dominującą grupę stanowią wskaźniki, których waloryzacja wykorzystuje dane pochodzące z szacunku. Metodyka niemiecka bazująca na danych BWI zawiera z kolei od 9 do 10 wskaźników w zależności od ocenianego siedliska i żaden z nich nie jest waloryzowany na podstawie opinii eksperta. Metodyka polska charakteryzuje się największą liczbą wykorzystywanych wskaźników i największym zróżnicowaniem liczby wskaźników w zależności od ocenianego siedliska przyrodniczego (od 12 do 17), a udziałem wskaźników opierających waloryzację na opinii eksperta ustępuję tylko metodyce czeskiej.

Wykorzystywane w ramach poszczególnych metodyk oceny stanu ochrony siedliska przyrodniczego wskaźniki można podzielić na podstawie zakresu badanych przez nie cech na cztery grupy tematyczne:

1. Skład gatunkowy – obejmuje wskaźniki badające zgodność składu gatunkowego siedliska ze wzorcem.
2. Funkcje przyrodnicze – zbiór zawierający wskaźniki oceniające występowanie elementów świadczących o trwałości siedliska w czasie oraz zdolnościach pełnienia specyficznych funkcji siedliskowych. Mowa jest tu m.in. o gatunkach wskaźnikowych, obecności martwego drewna, starych drzew, mikrosiedlisk.
3. Zaburzenia – grupa wskaźników określająca odstępstwa w strukturze siedliska od stanu wzorcowego.
4. Powierzchnia siedliska – wskaźniki opisujące zmiany powierzchni siedliska w danej lokalizacji.

Metodyka duńska wykorzystuje wyłącznie wskaźniki opisujące funkcje przyrodnicze siedliska (Ryc. 5). Nie uwzględnia zagrożeń, uznając je tym samym za nieistotne jeśli przyrodnicze funkcje siedliska są niezakłócone. Zgodność składu gatunkowego z wzorcem jest określana binarnie na etapie podjęcia decyzji o uwzględnieniu danej powierzchni próbnej w monitoringu – jeśli powierzchnia jest uwzględniona to znaczy, że ma skład gatunkowy zgodny z wzorcem. Metodyka francuska, podobnie jak duńska, nie zawiera wskaźników opisujących zgodność składu gatunkowego ze wzorcem siedliska. Powierzchnię siedliska opisuje jeden wskaźnik, a funkcje przyrodnicze 5 wskaźników co stanowi połowę liczby wskaźników wykorzystywanych w tej metodyce. Metodyka czeska charakteryzuje się wyrównanym udziałem wskaźników w poszczególnych grupach tematycznych i nie zawiera przy tym wskaźników z grupy powierzchnia siedliska. Metodyka niemiecka używana w FFH-monitoring charakteryzuje się stosunkowo wysokim udziałem wskaźników z grupy zagrożenia – stanowią one minimum 50% wszystkich wskaźników w tej metodyce. Natomiast metodyka niemiecka oparta na danych z BWI, podobnie jak metodyka czeska, wyróżnia się wyrównanym udziałem grup tematycznych wskaźników. Obie metodyki niemieckie nie zawierają wskaźników z grupy powierzchnia siedliska. Również metodyka polska nie zawiera wskaźników z tej grupy. Metodyki oceny stanu siedlisk przyrodniczych 9110, 9130 i 9170 cechują się dominacją wskaźników z grupy funkcje przyrodnicze, natomiast metodyka oceny stanu siedliska 9160 wyrównanym udziałem poszczególnych grup wskaźników.



Ryc. 5. Udziału wskaźników z poszczególnych grup wyróżnionych na podstawie zakresu badanych cech siedliska w analizowanych metodykach oceny stanu ochrony siedlisk przyrodniczych

5.2. Porównanie wskaźników

5.2.1. Skład gatunkowy

Wskaźniki wykorzystywane do oceny zgodności składu gatunkowego ze wzorcem siedliska przyrodniczego nie są wykorzystywane w metodyce duńskiej i francuskiej. Metodyki te tym samym uznają apriorycznie zgodność składu gatunkowego płatu siedliska ze wzorcem danego siedliska poprzez samo zaklasyfikowanie płatu siedliska do danego typu siedliska przyrodniczego.

Metodyka czeska wykorzystuje w tym celu zasadniczo dwa wskaźniki tj.: „gatunki typowe” (GT) oraz „rozpoznawalność siedliska” (RB). Wskaźnik GT ocenia liczbę gatunków typowych stwierdzonych w płacie siedliska. Do wyprowadzenia oceny służy sporządzona dla każdego siedliska przyrodniczego zamknięta lista gatunków typowych obejmująca rośliny zielne, jak również krzewy i drzewa, oraz waloryzacja różniaca się wartościami progowymi pomiędzy siedliskami przyrodniczymi. Metodyka dopuszcza jednak zmianę wartości progowych liczby gatunków typowych w sytuacjach gdy z przyczyn naturalnych zawarta w metodyce lista jest niedostosowana do specyfiki płatu. Wskaźnik RB przedstawia zgodność składu gatunkowego płatu siedliska ze wzorcem określając w sposób opisowy odrębność fitosocjologiczną płatu siedliska i łatwość jego klasyfikacji. Oceną w obu przypadkach jest wartość na skali porządkowej (kolejno trój- i czterostopniowej), a skala ocen nie koresponduje jednoznacznie ze skalą ocen stosowaną w metodyce polskiej. Warto zaznaczyć, że wskaźniki te nie uwzględniają innych elementów runa w konsekwencji czego jest możliwa najwyższa ocena wskaźnika GT nawet przy dominacji w runie gatunków obcych inwazyjnych (gatunki te uwzględnia inny wskaźnik). Dzięki temu ten sam czynnik nie jest uwzględniany w metodyce kilkakrotnie przez co ułatwiona jest diagnoza przyczyn zmian stanu ochrony siedliska przyrodniczego. W metodyce czeskiej funkcjonuje również wskaźnik „rola płatu siedliska w regionie” (RH), który może również odnosić się do składu gatunkowego runa (jednak całym swym zakresem bardziej pasuje do grupy wskaźników oceniających funkcję przyrodnicze) poprzez uwzględnienie ewentualnej wysokiej reprezentatywności płatu siedliska. Jest to wskaźnik, który ocenia dodatkowe walory przyrodnicze płatu siedliska na skali porządkowej i ma charakter unikalny ponieważ może skutkować podwyższeniem oceny parametru „struktura i funkcje”.

Metodyka niemiecka wykorzystywana w FFH-monitoring do badania zgodności składu gatunkowego siedliska z jego wzorcem używa dwóch wskaźników tj.: „gatunki typowe w runie” i „gatunki typowe w drzewostanie”. Oba te wskaźniki bazują na zamkniętej liście gatunków typowych. Przy czym „gatunki typowe w runie” podlegają ocenie eksperckiej, a „gatunki typowe w drzewostanie” waloryzacji na podstawie szacunku udziału pokrycia gatunków typowych w warstwach drzew i krzewów (nie w pokryciu terenu). W obu przypadkach otrzymujemy wartość na skali porządkowej, przy czym niemiecka skala ocen nie odpowiada polskiej. Choć obie są trójstopniowe to metodyka niemiecka wyróżnia dwa stopnie w obrębie właściwego stanu ochrony i jeden dla niewłaściwego stanu ochrony, a metodyka polska wyróżnia jeden stopień dla właściwego stanu ochrony i dwa stopnie dla stanu ochrony niewłaściwego.

Metodyka niemiecka bazująca na danych z BWI wyróżnia w tej grupie trzy wskaźniki. Wszystkie oceniają skład gatunkowy drzewostanu i odnoszą się kolejno do: starodrzewu, drzewostanu głównego i odnowienia. Przy czym jeśli na powierzchni próbnej brak jest którejs z warstw to nie jest ona oceniana. Ocena składu gatunkowego starodrzewu oraz drzewostanu głównego opiera się na udziale pierścnicowego pola przekroju gatunków typowych (z zamkniętej listy), a ocena składu gatunkowego odnowienia bazuje na udziale gatunków w sumarycznym pokryciu drzew i krzewów. Podobnie jak w FFH-monitoring otrzymujemy wartość na skali porządkowej, przy czym niemiecka skala ocen nie odpowiada polskiej.

Należy zauważyć, że metodyka oparta na danych z BWI, będącą metodyką równorzędną z FFH-monitoring nie uwzględnia już, podobnie jak metodyka duńska i francuska, oceny składu gatunkowego runa pod względem zgodności ze stanem wzorcowym i traktuje apriorycznie kompozycje gatunkową runa za właściwą na podstawie samego zaklasyfikowania płatu siedliska do danego typu siedliska przyrodniczego.

W polskich metodykach do oceny siedlisk przyrodniczych 9110 i 9130 funkcjonują dwa wskaźniki do oceny zgodności składu gatunkowego ze wzorcem siedliska: „charakterystyczna kombinacja florystyczna” i „skład drzewostanu”. Wskaźnik „charakterystyczna kombinacja florystyczna” podlega ocenie eksperckiej (w odróżnieniu od wskaźnika GT w metodyce czeskiej) i uwzględnia gatunki ze wszystkich warstw roślinności w tym drzewostanu (w odróżnieniu od wskaźnika „gatunki typowe w runie” w metodyce niemieckiej). Ocena wskaźnika „skład drzewostanu” w siedlisku przyrodniczym 9110 oparta jest na opinii eksperta, a w siedlisku 9130 na szacunku udziału gatunków typowych (zamknięta lista), domieszkowych i obcych ekologicznie. Wskaźnik ten różni się waloryzacją pomiędzy siedliskiem 9110 a 9130, a waloryzacja wskaźnika w siedlisku 9130 jest zbliżona do waloryzacji analogicznego wskaźnika z metodyki niemieckiej („gatunki typowe w drzewostanie”, „gatunki typowe w drzewostanie - drzewostan główny”. W siedlisku 9170 występuje tylko wskaźnik „charakterystyczna kombinacja florystyczna”. Natomiast w siedlisku 9160 występują aż pięć wskaźników z omawianej grupy. W odróżnieniu od innych siedlisk z metodyki polskiej, pojawia się w tym siedlisku wskaźnik oceniający wyłącznie runo - „charakterystyczna kombinacja florystyczna runa”. Odpowiada on w pełni wskaźnikowi „gatunki typowe w runie” z metodyki niemieckiej FFH-monitoring, za wyjątkiem waloryzacji - należy pamiętać, że skala ocen stosowana w metodyce polskiej i niemieckiej jest inaczej interpretowana. Do wszystkich warstw roślinności odnosi się wskaźnik „gatunki dominujące w poszczególnych warstwach fitocenozy”, będący wskaźnikiem analogicznym do wskaźnika „charakterystyczna kombinacja florystyczna” w polskich metodykach dla siedlisk 9110, 9130 i 9170. Wskaźniki: „udział w drzewostanie gatunków liściastych (bez wczesnosukcesyjnych)”, „udział graba” i „udział gatunków wczesnosukcesyjnych w drzewostanie”, których ocena oparta jest na szacunkach nie znajdują odpowiednika w analizowanych zagranicznych metodykach, choć zawierają się jako element składowy wskaźnika „gatunki typowe w drzewostanie” z metodyki niemieckiej. Wskaźnik „charakterystyczna kombinacja florystyczna” obecne w metodyce oceny stanu ochrony siedliska 9110, 9130 i 9170 oraz wskaźniki w metodyce oceny stanu ochrony siedliska 9160 „charakterystyczna kombinacja florystyczna runa”, „gatunki dominujące w poszczególnych warstwach fitocenozy”, „udział w drzewostanie gatunków liściastych (bez wczesnosukcesyjnych)” i „udział graba” są wskaźnikami kardynalnymi i warunkują ocenę parametru „struktura i funkcję” na stanowisku.

Zarówno liczba użytych wskaźników do oceny zgodności składu gatunkowego ze stanem wzorcowym siedliska, jak też ich kardynalność różnicuje znacznie polską metodykę od metodyk obowiązujących w innych krajach, gdzie cecha ta nie podlega ocenie lub opiera się na mniej licznych wskaźnikach pozbawionych kardynalności.

5.2.2. Funkcje przyrodnicze

5.2.2.1. Struktura pionowa i przestrzenna drzewostanu

Metodyka czeska wykorzystuje w tej podgrupie jeden wskaźnik „struktura drzewostanu” (SD). Warto podkreślić, że wskaźnik ten nie podlega waloryzacji na poziomie pojedynczego płatu siedliska, służy on jedynie do opisu struktury pionowej i przestrzennej drzewostanu w badanym płacie siedliska poprzez przyporządkowanie jej do jednego

z siedmiu wyróżnianych typów budowy drzewostanu (skala nominalna). Waloryzacji (opinia eksperta) podlega jedynie częstość występowania poszczególnych typów SD w regionie biogeograficznym. W metodyce czeskiej funkcjonuje również wskaźnik „rola płatu siedliska w regionie” (RH), który może również odnosić się do struktury drzewostanu poprzez uwzględnienie jej ewentualnej wyjątkowo złożonej budowy. Jest to wskaźnik, który ocenia dodatkowe walory przyrodnicze płatu siedliska na skali porządkowej i ma charakter unikalny ponieważ może skutkować podwyższeniem oceny parametru „struktura i funkcje”.

Z metodyki duńskiej do grupy wskaźników opisujących strukturę przestrzenną drzewostanu kwalifikuje się tylko jeden wskaźnik - „liczba dużych drzew”. Ocenia on średnią liczbę drzew żywych o pierśnicy powyżej 40 cm na 1 ha lasu. Waloryzacji podlega wartość średnia na stacji obejmującej około 10 powierzchni próbnych. Wskaźnik ten, jak każdy inny w metodyce duńskiej, ma charakter kardynalny. By stan ochrony stacji mógł zostać uznany za „dobry” konieczne jest występowaniem średnio minimum 3,5 drzew na 1 ha lasu.

Podobny wskaźnik funkcjonuje w metodyce francuskiej - „drzewa o ponadnormatywnej grubości”, ale uwzględnia on drzewa o pierśnicy minimum 70 cm grubości. Ponadto jego waloryzacja charakteryzuje się wyższymi wartościami progowymi w odniesieniu do duńskiej metodyki. We francuskiej metodyce wskaźnik również nie jest oceniany na pojedynczej powierzchni próbnej (waloryzacji podlega wartość średnia w obszarze Natura 2000). Oceną wskaźnika jest liczba punktów, których suma z poszczególnych wskaźników jest wyznacznikiem stanu ochrony siedliska (taki sposób wyprowadzania oceny wyklucza możliwość występowania wskaźników kardynalnych, ale pozwala nadawać im różną wagę). By wskaźnik nie obniżał oceny stanu ochrony siedliska w obszarze Natura 2000 wymagane jest występowanie średnio minimum 5 drzew o ponadnormatywnej grubości na 1 ha lasu. Wartą zauważenia właściwością wskaźnika jest to, że gdy średnia liczba drzew o ponadnormatywnej grubości na 1 ha lasu jest równa lub wyższa niż 8 to podnosi on ocenę obszaru i może niwelować negatywny wpływ innych czynników. W metodyce francuskiej struktura drzewostanu opisywana jest przez obecność dwóch krańcowych faz rozwojowych drzewostanu na poziomie obszaru Natura 2000. Wskaźnik „drzewa o ponadnormatywnej grubości” odzwierciedla obecność najstarszych klas wieku, natomiast obecność odnowienia ocenia wskaźnik „młody drzewostan” lub wskaźnik stosowany z nim zamiennie „zdolności regeneracyjne”. Wybór wskaźnika zależy od dostępności danych. Pierwszy z nich wykorzystuje dane szacunkowe lub zawarte w opisach taksacyjnych, ocena wskaźnika nie obniża oceny stanu ochrony gdy pokrycie przez młody drzewostan (drzewostany do pierwszych trzebieży) obejmuje od 5 do 20% powierzchni siedliska. Drugi wskaźnik jest wskaźnikiem opisowym i podlega ocenie na podstawie opinii eksperta.

W metodyce niemieckiej wykorzystywanej w FFH-monitoring oceniana jest struktura przestrzenna drzewostanu wyrażona udziałem poszczególnych faz rozwojowych w kompleksie płatów siedliska przyrodniczego (minimalny areal powierzchni próbnej to w przypadku buczyn 10 ha, a grądów 0,5 ha). Właściwy stan ochrony siedliska wymaga występowania przynajmniej dwóch faz rozwojowych w tym IV bądź V na minimum 20% powierzchni próbnej.

W metodyce niemieckiej bazującej na danych z BWI oceniana jest struktura zarówno pionowa jak i przestrzenna. Struktura pionowa ocenia liczbę warstw drzewostanu do których wlicza się jako jedną warstwę podrost i podszyt. Stan właściwy wymaga by na powierzchni próbnej występowały minimum dwie warstwy drzewostanu. Struktura przestrzenna jest oceniana na podstawie udziałów powierzchni w poszczególnych fazach rozwojowych na poziomie całego regionu biogeograficznego. Wynika to z faktu, że powierzchnie próbne są niewielkie ($r=25m$) i występuje na nich przeważnie tylko jedna faza rozwojowa. Dodatkowo w praktyce całą powierzchnię próbną przypisuje się tylko do jednej fazy rozwojowej. Stan

właściwy wymaga występowania co najmniej 4 faz rozwojowych w obszarze z określonym ich udziałem. Warto tu zaznaczyć że monitoring FFH i bazujący na danych BWI różni się zakresem pierśnic w pierwszej fazie rozwoju drzewostanu.

W polskiej metodyce strukturę pionową i przestrzenną oceniają trzy wskaźniki. Pierwszy z nich to „struktura pionowa i przestrzenna” który swoim zakresem obejmuje zarówno budowę pionową jak i przestrzenną, opiera swoją ocenę na opinii eksperta. W odróżnieniu od metodyki niemieckiej używanej w FFH-monitoring struktura drzewostanu oceniana jest w przypadku buczyn na znacznie mniejszym obszarze. Z drugiej jednak strony posiada ona mniej rygorystyczną waloryzację opartą na opinii eksperta, co z kolei nie gwarantuje powtarzalności otrzymywanych wyników. Wskaźnik „wiek drzewostanu” ocenia udział starodrzewu na stanowisku i tak jak wskaźniki dotyczące obecności drzew grubych w metodyce duńskiej i francuskiej odnosi się do obecności najstarszych klas wieku stosując przy tym jednak inną miarę tj. bezpośrednio wiek a nie grubość na wysokości pierśnicy. Obecność odnowienia ocenia wskaźnik „naturalne odnowienie drzewostanu”. Jest to również wskaźnik bazujący na opinii eksperta, przypominający swoim zakresem wskaźnik „zdolności regeneracyjne” stosowany w metodyce francuskiej. Zasadniczo waloryzacja wyżej wymienionych wskaźników nie różni się pomiędzy metodykami dla poszczególnych siedlisk przyrodniczych, za wyjątkiem wskaźnika „naturalne odnowienie drzewostanu” w metodyce oceny siedliska 9170, który tylko w tej metodyce swym zakresem obejmuje również ocenę szkód od zwierzyny i w metodyce oceny siedliska 9160 gdzie w waloryzacji uwzględniany jest udział graba.

5.2.2.2. *Gatunki wskaźnikowe*

Metodyka niemiecka nie uwzględnia oceny gatunków wskaźnikowych. Również w metodyce czeskiej nie ma wskaźnika, który by bezpośrednio oceniał tę cechę siedliska przyrodniczego. Jednakże w tym celu może być wykorzystywany wskaźnik „rola płatu siedliska w regionie” (RH), który uwzględnia między innymi występowanie gatunków, rzadkich, chronionych i zagrożonych. Jest to wskaźnik, który ocenia dodatkowe walory przyrodnicze płatu siedliska na skali porządkowej i ma charakter unikalny, ponieważ może skutkować podwyższeniem oceny parametru „struktura i funkcje”. W metodyce polskiej również brak jest wskaźnika w bezpośredni sposób oceniającego tę cechę siedliska przyrodniczego, jednak zbliżonym zakresem charakteryzuje się fakultatywny wskaźnik „stan kluczowych dla różnorodności biologicznej gatunków lokalnie typowych dla siedliska”, oceniany na podstawie opinii eksperta w sytuacji gdy są odpowiednie do tego dane. Metodyka francuska uwzględnia w ocenie gatunki wskaźnikowe w postaci „owadów saproksylicznych”. Jest to jednak wskaźnik, podobnie jak w metodyce polskiej, fakultatywny i oceniany jedynie gdy są dostępne dane o odpowiedniej jakości. Natomiast metodyka duńska uwzględnia w ocenie stanu siedliska przyrodniczego wykorzystanie dwóch wskaźników z tej grupy, przy czym cała metodyka uwzględnia tylko pięć wskaźników. Pierwszy to „liczba gatunków wskaźnikowych”, który ocenia występowanie wybranych 25 gatunków mchów, grzybów i porostów (wartość średnia dla stacji). Drugi to „liczba gatunków roślin drzewiastych stanowiących pożytek pszczeli”, oceniany analogicznie do poprzedniego. Oba wskaźniki są wskaźnikami o znaczeniu kardynalnym (jak wszystkie w duńskiej metodyce).

5.2.2.3. *Martwe drewno*

Zasoby martwego drewna są oceniane w każdej z analizowanych metodyk. W polskiej metodyce wykorzystywane są dwa wskaźniki do oceny zasobów martwego drewna: „martwe drewno (łącznie zasoby)” i „martwe drewno wielkowymiarowe”. Pierwszy wskaźnik ocenia

miąższość grubizny martwego drewna, drugi liczbę sztuk martwego drewna wielkowymiarowego (>3m długości i 50cm grubości). Oba te wskaźniki opierają się na pomiarze. Wskaźnik „martwe drewno wielkowymiarowe” jest w metodyce oceny stanu siedliska 9160 wskaźnikiem kardynalnym. Natomiast metodyka oceny siedliska 9130 by parametr „struktura i funkcje” mógł być oceniony jako właściwy to chociaż jeden z trzech wskaźników tj.: „martwe drewno (łączne zasoby)”, „martwe drewno wielkowymiarowe” i „mikrosiedliska drzewne” powinien być w stanie FV. Metodyka czeska ocenia tylko miąższość grubizny przy użyciu skali porządkowej (ocena ekspercka). Metodyka duńska również ocenia miąższość martwego drewna, ale w ramach metodyki rejestrowane jest martwe drewno o grubości minimum 20cm w cieńszym końcu i długości minimum 2m. Wartość wymagana do osiągnięcia stanu właściwego zależna jest od siedliska i waha się od 10m³/ha w grądzie środkowoeuropejskim i subkontynentalnym 9170 do 20m³/ha w żyznych buczynach. Metodyka niemiecka oparta na danych BWI stosuje ten sam próg grubości martwego drewna jak metodyka duńska ale nie precyzuje minimalnej długości martwego drewna. Zastosowane progi są również stosunkowo wysokie. Należy jednak pamiętać że metodyka niemiecka i duńska opiera się na innym stopniowaniu wskaźników niż metodyka polska – ocenie FV w polskiej metodyce odpowiada przekroczenie najniższego progu w metodyce duńskiej i niemieckiej. Metodyka niemiecka wykorzystywana w FFH-monitoring ocenia martwe drewno przy użyciu wskaźnika tożsamego z polskim martwym drewnem wielkowymiarowym. Przy czym dopuszcza ona niższy próg grubości w przypadku drzew o miękkim drewnie oraz ma inną waloryzację – by osiągnąć odpowiednik oceny FV z polskiej metodyki wystarczy 1 szt./ha a nie 3 szt./ha. Metodyka francuska wykorzystuje wskaźnik oparty na liczbie drzew o grubości powyżej 30 cm w grubszym końcu. Oceniana jest jednak średnia wartość dla obszaru a nie pojedyncze stanowisko. Obecność poniżej 6 szt./ha obniża ocenę zaś obecność powyżej 8 szt./ha (lub 6szt./ha w tym min. 1 o grubości >50cm) podnosi ocenę obszaru.

5.2.2.4. *Drzewa biocenotyczne*

Obecność drzew biocenotycznych nie jest uwzględniana w metodyce czeskiej. Metodyka francuska nie zawiera wskaźnika oceniającego bezpośrednio obecność drzew biocenotycznych, przez wzgląd na silną korelację pomiędzy liczbą drzew o ponadnormatywnej grubości z liczbą mikrosiedlisk drzewnych. Metodyka duńska zawiera wskaźnik oceniający liczbę drzew (szt./ha) z dziuplami i martwicami (wartość średnia dla stacji). Waloryzacja wskaźnika zależna jest od typu siedliska przyrodniczego. Stan właściwy wymaga by w średnio na 1 ha lasu znajdowało się minimum 1 drzewo (siedlisko przyrodnicze 9130 i 9160) lub 2 drzewa (9110 i 9170). Metodyka niemiecka wykorzystywana w FFH-monitoring zawiera wskaźnik „drzewa siedliskowe”. Wskaźnik „drzewa siedliskowe” ma szerszy zakres niż jego duński odpowiednik i uwzględnia również drzewa m.in. z gniazdami i starsze niż 150 lat. Właściwy stan wskaźnika wymaga obecności minimum 3 drzew na 1 ha lasu. Metodyka oparta na danych BWI wykorzystuje ten sam wskaźnik. Jeszcze szerszym zakresem pojęciowym charakteryzuje się wskaźnik „mikrosiedliska drzewne” wykorzystywany w polskiej metodyce oceny stanu ochrony siedlisk 9110, 9130 i 9170 (nie występuje w metodyce oceny stanu siedliska 9160). Ma on jednak niewspółmiernie wyższe wymagania względem osiągnięcia stanu właściwego - stan właściwy siedliska wymaga obecności co najmniej 20 szt./ha drzew biocenotycznych. Wskaźnik ten nie jest wskaźnikiem kardynalnym, ale metodyka oceny siedliska 9130 wymaga aby parametr „struktura i funkcje” mógł być oceniony jako właściwy to chociaż jeden z trzech wskaźników tj.: „martwe drewno (łączne zasoby)”, „martwe drewno wielkowymiarowe” i „mikrosiedliska drzewne” powinien być w stanie FV.

5.2.3. Zaburzenia

Grupa ta obejmuje wskaźniki oceniające odstępstwa stanu siedliska przyrodniczego od stanu wzorcowego. Metodyka duńska nie uwzględnia w ocenie stanu siedliska przyrodniczego wskaźników z tej grupy, zakładając, że ewentualny negatywny ich wpływ powinien ujawnić się pośrednio w wynikach oceny pozostałych wskaźników.

Metodyka czeska uwzględnia w ocenie zaburzenia wykorzystując do tego wskaźnik „degradacja” (DG). Opisuje on na skali porządkowej wpływ niewłaściwego użytkowania siedliska lub jego brak oraz obecność gatunków obcych ekologicznie i geograficznie. Wskaźnik ten ma wpływ zarówno na wynik oceny parametru „struktura i funkcje” (opinia ekspercka) jak też parametru „perspektywy ochrony” (waloryzacja parametru oparta na progach udziału powierzchni w poszczególnych stopniach degradacji w regionie biogeograficznym). Ponadto w metodyce czeskiej wskaźnikiem niejako uzupełniającym wskaźnik DG jest „użytkowanie” (MG). Jest to wskaźnik oceniający aktualny sposób użytkowania i określający jednocześnie potrzebę zmiany w aktualnym użytkowaniu. Jest to wskaźnik oceniany fakultatywnie, odnosi się do siedlisk przyrodniczych w których odpowiednie użytkowanie jest niezbędne do utrzymania właściwego stanu ochrony.

Jednym z powszechnie występujących zaburzeń stanu siedliska są gatunki obce w siedlisku. Zarówno obce geograficznie jak też ekologicznie. Metodyka czeska uwzględnia w ocenie obecność tych gatunków w wyżej opisanym wskaźniku „degradacja”. Metodyka francuska uwzględnia w ocenie stanu siedliska przyrodniczego gatunki obce we wskaźnikach „inwazyjne gatunki obce” i „gatunki allochtoniczne w drzewostanie”. Wskaźnik „inwazyjne gatunki obce” ocenia udział powierzchni z gatunkami inwazyjnych (niezależnie od liczby gatunków obcych i ich pokrycia) na powierzchniach próbnych w obszarze Natura 2000. Wskaźnik nie wpływa negatywnie na ocenę stanu ochrony siedliska w regionie jeśli w obszarze nie występują powierzchnie z inwazyjnymi gatunkami obcymi. Wskaźnik „gatunki allochtoniczne w drzewostanie” ocenia z kolei średni udział w drzewostanie gatunków obcych geograficznie jak też ekologicznie. Waloryzacja wskaźnika oparta jest na udziale gatunków allochtonicznych w pierśnicowym polu przekroju lub udziale pokryciu tych gatunków w sumarycznym pokryciu warstwy drzew. Wskaźnik nie wpływa negatywnie na stan ochrony siedliska jeśli udział gatunków allochtonicznych nie przekracza średnio 1%. Metodyka niemiecka wykorzystywana w FFH-monitoring uwzględnia w ocenie wskaźniki „apofity i neofity” oraz „neofity drzewiaste”. W odróżnieniu od metodyki francuskiej wskaźnik „apofity i neofity” uwzględnia nie tylko obce gatunki inwazyjne ale również gatunki związane z miejscami zaburzonymi i eutrofizacją siedliska (lista gatunków jest otwarta). Najprawdopodobniej w związku z tym ma on znacznie łagodniejsze kryteria oceny – dobry stan zachowania wymaga by udział tych gatunków nie przekraczał 25% w pokryciu warstwy. Wskaźnik „neofity drzewiaste” podobnie jak wskaźnik „gatunki allochtoniczne w drzewostanie” używany we francuskiej metodyce ocenia również udział gatunków obcych w drzewostanie. Przy czym wskaźnik niemiecki uwzględnia obce gatunki inwazyjne oraz inne gatunki geograficznie obce jeśli tylko zachodzi ryzyko ich niekontrolowanego rozprzestrzeniania się. Dobry stan zachowania wymaga by udział „neofitów drzewiastych” nie przekraczał 10% w sumarycznym pokryciu warstw drzewostanu. Metodyka niemiecka oparta na danych BWI uwzględnia w ocenie obecność gatunków obcych poprzez wykorzystanie wskaźnika „inwazyjne rośliny drzewiaste” oraz „inwazyjne rośliny zielne”. Oba te wskaźniki bazują na udziale pokrycia gatunków obcych z zamkniętej listy w pokryciu odpowiednio warstwy drzew i runa, a waloryzacja tych wskaźników jest identyczna z waloryzacją wskaźnika „neofity drzewiaste” wykorzystywanego w metodyce FFH-monitoring. Ponadto w metodyce oceny siedliska 9110 występuje dodatkowo wskaźnik

„gatunki wskaźnikowe eutrofizacji”. Jego ocena przeprowadzana jest tylko w siedliskach ubogich gdzie gatunki wskaźnikowe eutrofizacji nie są naturalnym elementem kompozycji gatunkowej. Wskaźnik posiada stosunkowo niski próg oceny - by zakwalifikować jego stan jaki właściwy wymagane jest by gatunki nitrofilne nie przekraczały 50% udziału pokrycia w runie. Należy tu również zaznaczyć, że w metodyce niemieckiej wszystkie wskaźniki występujące w kryterium „upośledzenia” mają charakter kardynalny, ale tylko przy wyprowadzaniu oceny kryterium. W metodyce polskiej występowanie gatunków obcych dla siedliska oceniane jest najbardziej szczegółowo ze wszystkich analizowanych metodyk. Służą do tego w metodykach do oceny stanu siedliska przyrodniczego 9110, 9130 i 9170 trzy wskaźniki: „ekspansywne gatunki rodzime w runie”, „inwazyjne gatunki obce w podszycie i runie” oraz „gatunki obce w drzewostanie” (geograficznie), a w metodyce do oceny stanu ochrony siedliska 9160 dodatkowo „gatunki obce ekologicznie w drzewostanie”, a wskaźnik „gatunki obce geograficznie w drzewostanie” pełni rolę wskaźnika kardynalnego. Waloryzacja tych wskaźników oparta jest na udziale gatunków w odpowiednich warstwach określonym na podstawie szacunku. Różni się ona jednak nieznacznie pomiędzy siedliskami. Nie mniej jednak właściwy stan wskaźnika „inwazyjne gatunki obce w podszycie i runie” wymaga braku gatunków inwazyjnych niezależnie od siedliska. Wskaźnik „ekspansywne gatunki rodzime w runie” dopuszcza co najwyżej pojedyncze występowanie gatunków ekspansywnych (analogiczny wskaźnik w metodyce niemieckiej nie dotyczy żyznych buczyn i gradów), a „gatunki obce geograficznie w drzewostanie” pojedyncze występowanie gatunków obcych w drzewostanie (w 9110 i 9130 do 5%) oraz wyklucza ich odnawianie się. Natomiast wskaźnik „gatunki obce ekologicznie w drzewostanie” pozwala na występowanie w stanie właściwym do 10% udziału w drzewostanie gatunków obcych ekologicznie dla siedliska 9160. Powyższe wymagania są stosunkowo ostrym kryterium w porównaniu do metodyk obowiązujących w innych krajach. Należy również zauważyć, że w odróżnieniu od metodyki czeskiej, metodyka polska i niemiecka uwzględnia obecność gatunków obcych we wskaźnikach opisujących zgodność składu gatunkowego ze wzorcem.

Kolejnym ważnym zagrożeniem uwzględnianym w większości metodyk są uszkodzenia gleby związane z pozyskiwaniem drewna, ruchem kołowym i pieszym. Metodyka czeska uwzględnia obecność uszkodzeń gleby w wyżej opisanym wskaźniku „degradacja”. Metodyka francuska zawiera wskaźnik „uszkodzenia gleby” w ramach którego oceniany jest średni udział powierzchni uszkodzonej na powierzchniach próbnych w obszarze Natura 2000. By oceniany wskaźnik nie zaniżał oceny stanu ochrony siedliska wymagane jest by średni udział uszkodzeń gleby nie przekraczał 2% udziału powierzchni próbnej. W obu metodykach niemieckich występuje wskaźnik pod tą samą nazwą jak w metodyce francuskiej. W metodyce stosowanej w FFH-monitoring, w ramach wskaźnika szacowany jest udział uszkodzeń na powierzchni próbnej w obrębie wyznaczonych dróg, szlaków zrywkowych itp. oraz poza nimi. Stan właściwy wskaźnika wymaga by uszkodzenia nie przekraczały 10% powierzchni i były zlokalizowane na wyznaczonych szlakach (co najwyżej pojedyncze ślady poza nimi) a szlaki pozbawione były kolein. W metodyce wykorzystującej dane BWI na powierzchni próbnej o $r=25$ m oceniana jest liczba szlaków (dróg, ścieżek itp.) przebiegających przez powierzchnię próbną. By dany szlak mógł zostać zaliczony w całości powinien całą szerokością mieścić się w powierzchni (inaczej podawany jest ułamek szerokości jaki mieści się w powierzchni). W metodykach polskich służących do oceny stanu siedliska typów 9110, 9130 i 9170 występuje analogiczny wskaźnik pod nazwą „inne zniekształcenia, w tym zniszczenia runa i gleby związane z pozyskaniem drewna”. Jest to wskaźnik oceniany na podstawie opinii eksperta. Dotyczy on zarówno rozjeżdżania, zaśmiecania jak i innych oddziaływań nie ujętych w pozostałych wskaźnikach. W metodyce do oceny stanu ochrony siedliska 9160 wskaźnik ten został rozbity na dwa odrębne wskaźniki: „zniszczenia runa i gleby związane z pozyskaniem drewna” oraz „inne zniekształcenia

(rozjeżdżanie, wydeptywanie, zaśmiecanie)”. Wskaźnik tego typu nie funkcjonuje w metodyce duńskiej.

Zaburzenia nie ujęte we wskaźnikach francuskiej metodyki oceniane są przy użyciu wskaźnika „inne uszkodzenia”. Wskaźnik ten jest oceniany na poziomie obszaru Natura 2000 na podstawie opinii eksperta. Niemiecka metodyka używana w FFH-monitoring wykorzystuje w tym celu dwa wskaźniki: „inne zniszczenia” oraz „inne uszkodzenia”, przy czym pierwszy z nich odnosi się do zaburzeń związanych z użytkowaniem. Wskaźniki te są oceniane na powierzchni próbnej (kompleks jednorodnych płatów) na podstawie opinii eksperta. Ponadto metodyka niemiecka stosowana w FFH-monitoring w celu oceny stanu ochrony siedliska przyrodniczego 9160 zawiera wskaźnik „drenaż” oceniający występowanie rowów odwadniających na podstawie opinii eksperta. Natomiast w metodykach oceny stanu ochrony siedlisk 9110, 9130 i 9160 znajduje się wskaźnik „usuwanie *Ilex aquifolium*”. Wskaźnik ten jest oceniany tylko w przypadku występowania *Ilex aquifolium* na powierzchni próbnej. Waloryzacja wskaźnika opiera się na oszacowaniu udziału powierzchni na której *Ilex aquifolium* został usunięty.

5.2.4. Powierzchnia siedliska

Metodyka polska powierzchnie siedliska ocenia jako odrębny parametr w ramach stosowanych metodyk oceny stanu ochrony siedlisk przyrodniczych. Metodyka duńska, czeska i niemiecka nie uwzględnia wskaźników odnoszących się do powierzchni siedliska w sposób bezpośredni w ogóle (wyznacznikiem powierzchni siedliska jest tu liczba powierzchni założonych w ramach monitoringu oraz ewentualnie ich areał jak w przypadku metodyki czeskiej). Tego typu wskaźniki wykorzystywane są jedynie w metodyce francuskiej, która w sposób syntetyczny łączy w ocenie obszaru elementy parametru „struktura i funkcje” oraz „powierzchnia siedliska”. Wykorzystuje ona jeden wskaźnik podlegający waloryzacji („zmiana powierzchni siedliska”) oraz dwa pełniące funkcję jedynie informacyjną bez wpływu na ocenę stanu siedliska („fragmentacja wewnątrz płatu” i „fragmentacja pomiędzy płatami”). Wskaźniki te mogą być oceniane na podstawie danych zebranych na powierzchniach próbnych jak też poprzez analizę dostępnych danych przestrzennych na temat rozmieszczenia i wielkości płatów siedliska, obecności dróg i innych obiektów liniowych powodujących sztuczną fragmentację siedliska oraz lesistości obszaru.

5.3. Porównanie użytych wskaźników w analizowanych metodykach

Poniżej zamieszczono porównanie metodyk pod kątem występujących w nich wskaźników. Szczegółowe porównanie wskaźników uwzględniających opis ich zakresu oraz waloryzację umieszczono w załączniku V.

5.3.1. Skład gatunkowy

Wskaźniki położone w tych samych wierszach odpowiadają sobie zakresem. Położenie w innych wierszach oznacza inny zakres. Występowanie wskaźników tylko częściowo w tych samych wierszach oznacza ich część wspólną (nieskalowaną).

Czechy	Dania	Francja	Niemcy FFH	Niemcy BWI	Polska			
					9110, 9130	9170	9160	9160
Rozpoznawalność siedliska (RB)	Gatunki typowe (TD)		Gatunki typowe w runie		Charakterystyczna kombinacja florystyczna		Charakterystyczna kombinacja florystyczna runa	Gatunki dominujące w poszczególnych warstwach fitocenozy
			Gatunki typowe w drzewostanie	Gatunki typowe w drzewostanie: (1) drzewostan główny, (2) odnowienie, (3) starodrzew	Skład drzewostanu		(1) Udział gatunków wczesnosukcesyjnych, (2) Udział graba, (3) Udział gatunków liściastych (bez wczesnosukcesyjnych)	

5.3.2. Funkcje przyrodnicze – Struktura pionowa i przestrzenna drzewostanu

Czechy	Dania	Francja	Niemcy FFH	Niemcy BWI	Polska
Struktura drzewostanu		(1) Młody drzewostan / (2) Zdolności regeneracyjne	Struktura przestrzenna	Struktura przestrzenna	Naturalne odnowienie drzewostanu
	Liczba dużych drzew	Drzewa o ponadnormatywnej grubości		Struktura pionowa	Wiek drzewostanu
					Struktura pionowa i przestrzenna roślinności

5.3.3. Funkcje przyrodnicze - Gatunki wskaźnikowe

Czechy	Dania	Francja	Niemcy FFH	Niemcy BWI	Polska
Rola płatu siedliska w regionie (RH)		Owady saproksyliczne			Stan kluczowych dla różnorodności biologicznej gatunków lokalnie typowych dla siedliska
	Liczba gatunków wskaźnikowych				
	Liczba gatunków roślin drzewiastych stanowiących pożytek pszczeli				

5.3.4. Funkcje przyrodnicze - Martwe drewno

Czechy	Dania	Francja	Niemcy FFH	Niemcy BWI	Polska
Martwe drewno (MD)	Miażdżość martwego drewna			Martwe drewno	Martwe drewno (łącznie zasoby)
		Martwe drewno	Martwe drewno		Martwe drewno wielkowymiarowe

5.3.5. Funkcje przyrodnicze - Drzewa biocenotyczne

Czechy	Dania	Francja	Niemcy FFH	Niemcy BWI	Polska
	Liczba drzew z dziuplami lub zgnilizną		Drzewa siedliskowe	Drzewa siedliskowe	Mikrosiedliska drzewne

5.3.6. Zaburzenia

Czechy	Francja	Niemcy FFH	Niemcy BWI	Polska		
				9110, 9130, 9170	9160	
		Eliminacja <i>Ilex aquifolium</i> (9110, 9130, 9160)				
Degradacja (DG)	Gatunki allochtoniczne w drzewostanie	Inwazyjne gatunki obce	Neofity drzewiaste	Inwazyjne rośliny drzewiaste	Gatunki obce w drzewostanie	Gatunki obce ekologicznie w drzewostanie
			Apofity i neofity	Inwazyjne rośliny zielne		Gatunki obce geograficznie w drzewostanie
				Gatunki wskaźnikowe eutrofizacji (tylko 9110)	Inwazyjne gatunki obce w podszytcie i runie	
						Ekspansywne gatunki rodzime w runie
						Zniszczenia runa i gleby związane z pozyskaniem drewna
	Uszkodzenia gleby	Uszkodzenia gleby	Uszkodzenia gleby	Inne zniekształcenia		
	Inne uszkodzenia	Inne zniszczenia				
		Inne uszkodzenia				
		Drenaż (tylko 9160)				
	Użytkowanie (MG)					

5.3.7. Powierzchnia siedliska

Czechy	Dania	Francja	Niemcy FFH	Niemcy BWI	Polska
		Zmiana powierzchni siedliska			

6. Ocena stanu ochrony siedlisk przyrodniczych na istniejących stanowiskach monitoringowych

W ramach Zadania 4 projektu „Monitoring siedlisk przyrodniczych z uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000 w 2021 roku” została wykonana ocena stanu ochrony wybranych siedlisk przyrodniczych (9110, 9130, 9160, 9170) według metodyki obowiązującej w Polsce, Czechach, Danii i Niemczech (FFH-monitoring). Ponadto wykonano ocenę stanu ochrony siedliska 9160 według metodyki francuskiej. Ocena wg wyżej wymienionych metodyk została wykonana na istniejących stanowiskach monitoringowych PMS (Państwowego Monitoringu Środowiska) danego typu siedliska przyrodniczego na podstawie badań terenowych. Ocenę stanu ochrony siedliska przyrodniczego 9110, 9130, 9160 i 9170 na podstawie metodyki niemieckiej wykorzystującej dane z BWI wykonano na podstawie danych zebranych w ramach Wielkoobszarowej Inwentaryzacji Stanu Lasu (WISL). Powierzchnie próbne WISL nie pokrywają się z stanowiskami PMS.

6.1. Materiał i metody

6.1.1. Przedmiot i teren badań

Prace terenowe były prowadzone wyłącznie w regionie biogeograficznym kontynentalny (według uzgodnień z upZ z dnia 10 czerwca 2021 roku).

W celu ograniczenia naturalnego zróżnicowania siedlisk przyrodniczych i wyłączenia z ekspertyzy płatów siedlisk znajdujących się na granicy występowania prace terenowe w poszczególnych typach siedlisk obejmowały:

- 9110 – zespół *Luzulo pilosae-Fagetum* (podtyp 9110-1) na obszarze północno-zachodniej Polski (na północ od Noteci i zachód od Wisły) w I i III krainie przyrodniczo-leśnej.
- 9130 – zespół *Galio odorati-Fagetum* (podtyp 9130-1) na obszarze północno-zachodniej Polski (na północ od Noteci i zachód od Wisły) w I i III krainie przyrodniczo-leśnej.
- 9160 – zespół *Stellario-Carpinetum* (jedyne w tym typie) na całym obszarze jego występowania (Pobrzeża Południowobałtyckie oraz Pojezierza: Zachodnio- i Wschodniopomorskie) obejmującym I i III krainę przyrodniczo-leśną.
- 9170 – zespół *Tilio-Carpinetum* (podtyp 9170-2) na obszarze wschodniej Polski (na wschód od Wisły) w II, IV i VI krainie przyrodniczo-leśnej.

Powyższe nie dotyczy oceny stanu ochrony siedliska przyrodniczego według metodyki niemieckiej wykorzystującej dane z BWI. W tym przypadku wykorzystano dane ze wszystkich powierzchni WISL w regionie kontynentalnym, które znajdowały się w wydzieleniach leśnych mających określony w opisie taksacyjnym typ siedliska przyrodniczego (9110, 9130, 9160 i 9170).

Liczba stanowisk monitoringowych PMS dla poszczególnych typów siedlisk w regionie biogeograficznym kontynentalnym wynosi: 9110 – 190; 9130 – 235, 9160 – 83, 9170 – 174. Harmonogram opracowania uniemożliwiał wykonanie terenowych prac porównawczych na wszystkich istniejących stanowiskach PMS. Zdecydowano się więc na wybór określonej liczby stanowisk (próby) według niżej określonych zasad.

Minimalną liczebność próby ustalono na poziomie minimum 5% stanowisk danego typu siedliska przyrodniczego. Aby nie ograniczać możliwości porównywania zebranego materiału doświadczenie powinno być zrównoważone i opierać się na równolicznych

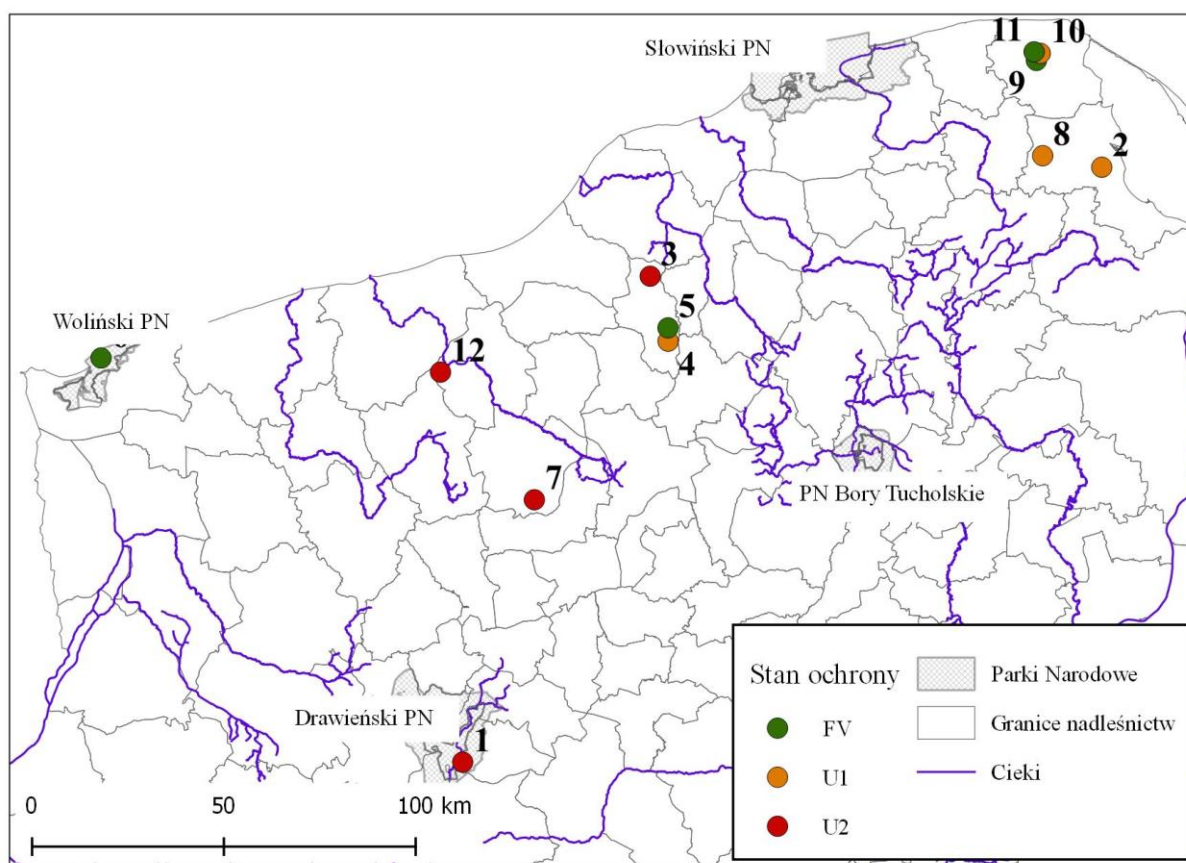
próbach. Zatem prace terenowe zostały przeprowadzone na 12 stanowiskach (5% stanowisk najliczniej reprezentowanego siedliska 9130) w każdym analizowanym typie siedliska przyrodniczego.

W pierwszej kolejności zostały wybrane stanowiska z wykonanymi trzema zdjęciami fitosocjologicznymi w ostatnim cyklu monitoringu w określonym podtypie danego siedliska przyrodniczego z obszaru określonego w rozdziale „Przedmiot i teren badań”, dla których istnieje podkład informacyjny Banku Danych o Lasach (BDL) lub Systemu Informatycznego Lasów Państwowych (SILP) dotyczący zbiorowisk leśnych, co jest związane ze specyfiką realizacji metodyki niemieckiej. Tak otrzymany zbiór dla każdego siedliska przyrodniczego został podzielony na trzy podzbiory według wyniku oceny stanu ochrony siedliska jakie otrzymało dane stanowisko w ostatnim cyklu monitoringu. W każdym z podzbiorów (siedlisko x stan ochrony) została losowo przyporządkowana do każdego stanowiska liczba porządkowa. Następnie stanowiska zostały przesortowane rosnąco według liczby porządkowej. Prace terenowe zostały przeprowadzone na pierwszych czterech stanowiskach z tak przygotowanej listy dla każdego stopnia stanu ochrony siedliska i typu siedliska przyrodniczego. W przypadku braku możliwości przeprowadzenia prac na danym stanowisku (powierzchnia niedostępna, stanowisko zanikło itp.) do prac terenowych wybierano kolejne stanowisko z listy. Jeżeli w wyniku tak zastosowanej selekcji liczba stanowisk w którymś podzbiorów (siedlisko x stan ochrony) była niższa niż 5, to w celu uzupełnienia występującej różnicy przeprowadzano ponownie powyższą procedurę bez względu na obecność informacji o zbiorowisku roślinnym w BDL lub SILP. Wybrane stanowiska PMŚ do przeprowadzenia prac w celu porównania analizowanych metodyk przedstawiają tabele 13-16, a ich położenie ryciny 6-9.

Stanowisko lokalizowano posługując się odbiornikiem GPS z możliwie jak największą dokładnością (błąd lokalizacji poniżej 10m). Wskazane miejsce (3 zdjęcia fitosocjologiczne położone na transekcie) weryfikowano poprzez porównanie go z opisem stanowiska na archiwalnych formularzach oraz fotografiami. W przypadku braku siedliska na stanowisku lub stwierdzenia rozbieżności z archiwalnym opisem stanowiska w stopniu wpływającym na ocenę stanu ochrony siedliska rezygnowano z prac na danym stanowisku, a w jego miejsce wybierano kolejne z listy.

Tabela 13. Stanowiska monitoringowe PMŚ siedliska 9110 wytypowane do porównania oceny stanu ochrony według metodyki czeskiej, duńskiej, niemieckiej (FFH-monitoring) i polskiej.

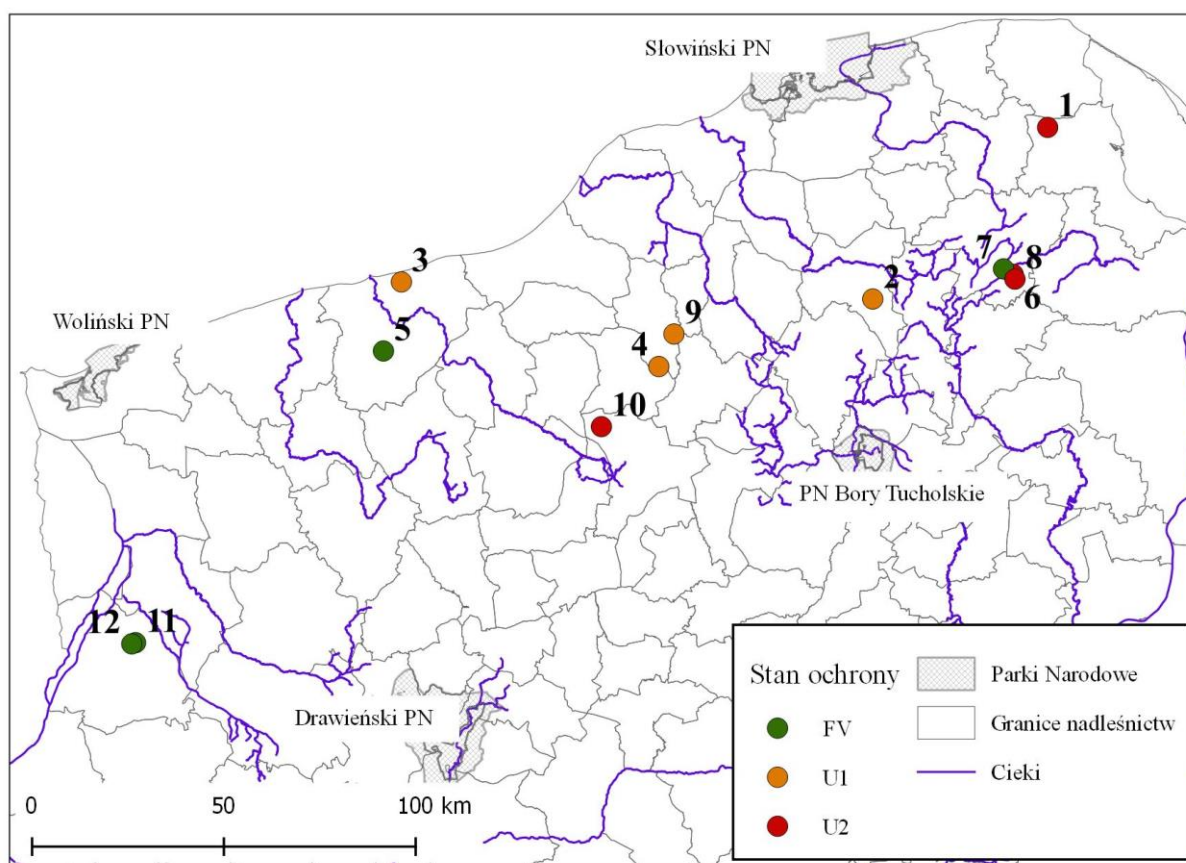
Lp.	Id stanowiska	Nazwa stanowiska	Stan ochrony wg danych PMŚ
1	4729	Jagoda	U2
2	5848	Karwiny	U1
3	4569	Laski	U2
4	4605	Nowy Żoliborz	U1
5	4582	Polanowskie Góry	FV
6	4658	Rezerwat Czubińskiego	FV
7	5434	Stare Gonne	U2
8	5847	Szemud	U1
9	5853	Trzy Młyny I	FV
10	5854	Trzy Młyny II	U1
11	5855	Trzy Młyny III	FV
12	5316	Zagórze	U2



Ryc. 6. Rozmieszczenie stanowisk monitoringowych PMŚ siedliska 9110 wytypowanych do porównania oceny stanu ochrony według metodyki czeskiej, duńskiej, niemieckiej (FFH-monitoring) i polskiej.

Tabela 14. Stanowiska monitoringowe PMŚ siedliska 9130 wytypowane do porównania oceny stanu ochrony według metodyki czeskiej, duńskiej, niemieckiej (FFH-monitoring) i polskiej.

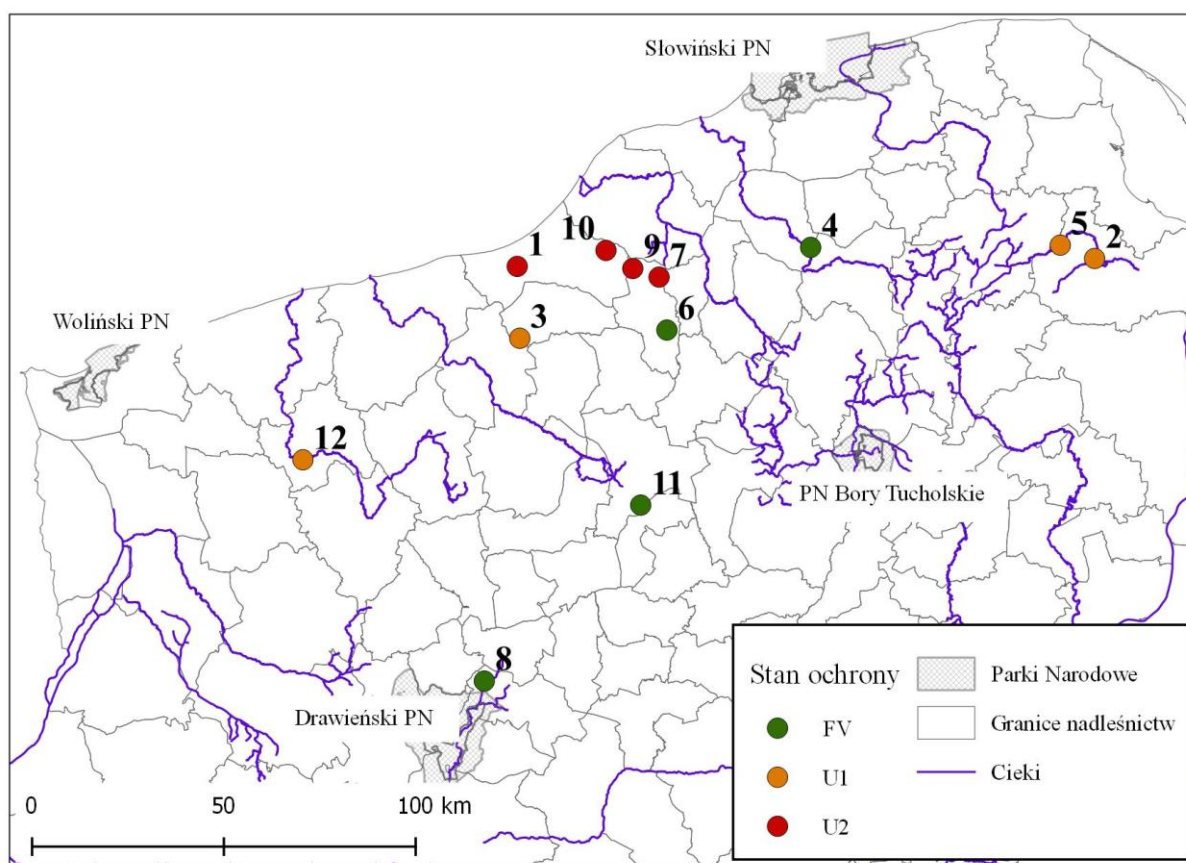
Lp.	Id stanowiska	Nazwa stanowiska	Stan ochrony wg danych PMŚ
1	4766	Biała	U2
2	4585	Cechyny	U1
3	4577	Centrum	U1
4	4566	Drzewiany	U1
5	5052	Kamica	FV
6	5088	Kolano	U2
7	5087	Nowe Czaple	FV
8	5089	Pod Wierzą	U2
9	4572	Polanowskie Pustki	U1
10	5238	Przystawy	U2
11	5374	Puszcza Bukowa Arboretum	FV
12	5366	Puszcza Bukowa Glinna	FV



Ryc. 7. Rozmieszczenie stanowisk monitoringowych PMŚ siedliska 9130 wytypowanych do porównania oceny stanu ochrony według metodyki czeskiej, duńskiej, niemieckiej (FFH-monitoring) i polskiej.

Tabela 15. Stanowiska monitoringowe PMŚ siedliska 9160 wytypowane do porównania oceny stanu ochrony według metodyki duńskiej, francuskiej, niemieckiej (FFH-monitoring) i polskiej.

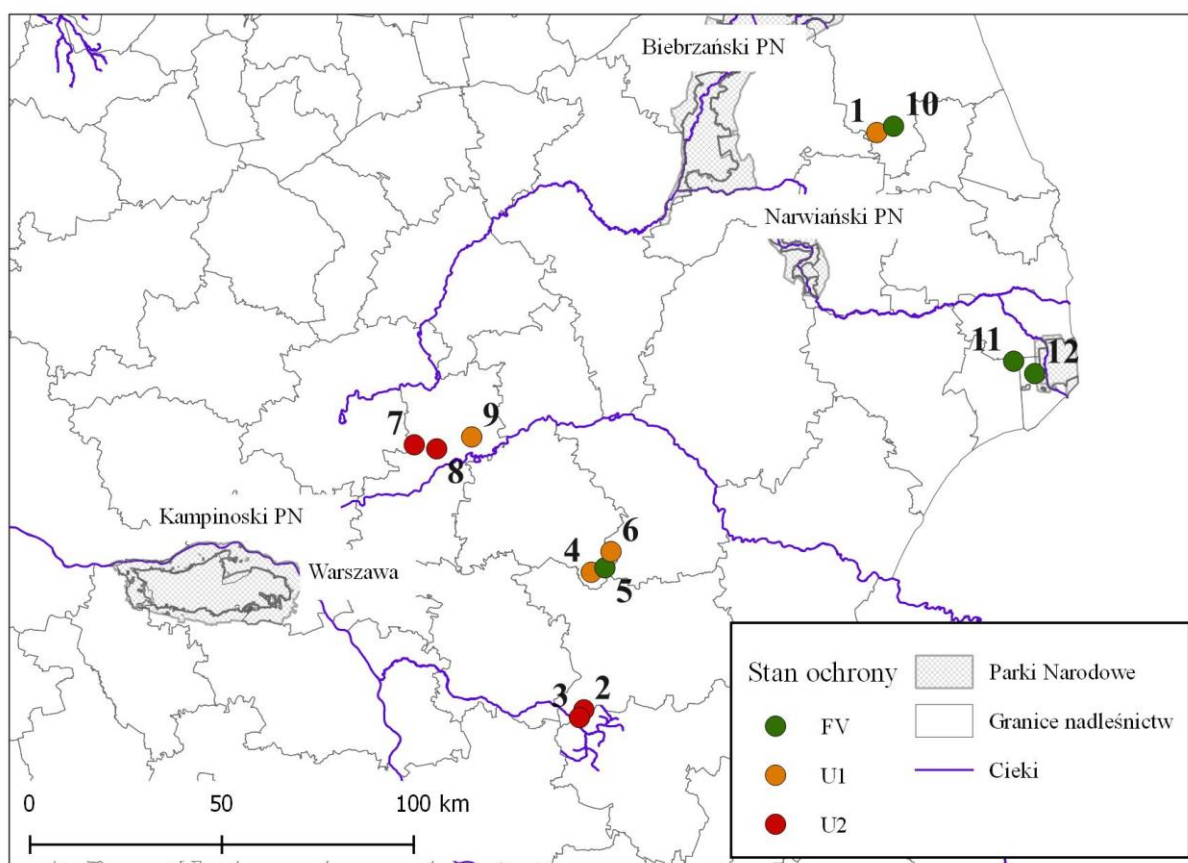
Lp.	Id stanowiska	Nazwa stanowiska	Stan ochrony wg danych PMŚ
1	2359	Bukowy Las Górki II	U2
2	2128	Dolina Reknicy I	U1
3	1985	Dunowo	U1
4	2074	Gałąźnia Mała	FV
5	2124	Jar Rzeki Raduni 1	U1
6	1815	Kanie	FV
7	1818	Krag	U2
8	2202	Lipowy Grąd nad Płociczną w Puszczy Drawskiej	FV
9	1816	Megality	U2
10	2567	Niemica (prawy brzeg doliny)	U2
11	1855	Wilczkowskie Dęby	FV
12	2690	Żerzyno	U1



Ryc. 8. Rozmieszczenie stanowisk monitoringowych PMŚ siedliska 9160 wytypowanych do porównania oceny stanu ochrony według metodyki duńskiej, francuskiej, niemieckiej (FFH-monitoring) i polskiej.

Tabela 16. Stanowiska monitoringowe PMŚ siedliska 9170 wytypowane do porównania oceny stanu ochrony według metodyki czeskiej, duńskiej, niemieckiej (FFH-monitoring) i polskiej.

Lp.	Id stanowiska	Nazwa stanowiska	Stan ochrony wg danych PMŚ
1	5647	Chmielnik	U1
2	5554	Dąbrowy Seroczyńskie I	U2
3	4959	Dąbrowy Seroczyńskie III	U2
4	5609	Kantor Stary I	U1
5	5610	Kantor Stary II	FV
6	5612	Kantor Stary IV	U1
7	5588	Puszcza Biała I	U2
8	5589	Puszcza Biała II	U2
9	5592	Puszcza Biała III	U1
10	5646	Rezerwat Jesionowe Góry	FV
11	5640	Rezerwat Szczekotowo	FV
12	5608	Teremiski	FV



Ryc. 9. Rozmieszczenie stanowisk monitoringowych PMŚ siedliska 9170 wytypowanych do porównania oceny stanu ochrony według metodyki czeskiej, duńskiej, niemieckiej (FFH-monitoring) i polskiej

6.1.2. Analizy statystyczne

Analizy statystyczne wykonano przy użyciu programu R (R Core Team 2019).

Wartości badanych cech porównano przy użyciu testu Kruskala-Wallisa a grupy jednorodne wyznaczono na podstawie i testu post hoc Nemenyi (Pohlert 2021).

Różnice w uporządkowaniu stanowisk monitoringowych w przestrzeni ordynacyjnej pomiędzy typami siedlisk przyrodniczych sprawdzono stosując permutacyjną analizę wariancji PERMANOVA (funkcja „adonis”, pakiet „vegan” (Oksanen i in. 2020)) i test post hoc (pakiet „RVAideMemoire” (Hervé 2020), funkcja „pairwise.perm.manova”).

Udział cech siedliska w zmienności międzygrupowej pomiędzy typami siedlisk przyrodniczych w uporządkowaniu stanowisk monitoringowych przy użyciu funkcji „simper” z pakietu „vegan” (Oksanen i in. 2020)

Na podstawie uzyskanych wyników stanu ochrony siedliska przyrodniczego w ramach parametru „struktura i funkcje” na poziomie stanowiska monitoringowego za pomocą zgeneralizowanych modeli liniowych (GLM) obliczono prawdopodobieństwo wystąpienia sukcesu czyli właściwego stanu ochrony siedliska przyrodniczego w ramach parametru „struktura i funkcje” na stanowisku w zależności od zastosowania konkretnej metodyki. Użyto funkcji „glm” (famili=binomial) z pakietu „stats” (R Core Team 2019).

Otrzymane ocen stanu ochrony siedliska przyrodniczego w ramach parametru „struktura i funkcje” na stanowiskach monitoringowych poszczególnych typów siedlisk przyrodniczych w ramach tej samej metodyki porównano przy użyciu testu permutacyjnego opartego na 999 iteracjach analizując jednorodność dyspersji (funkcja „betadisper” w pakiecie „vegan” (Oksanen i in. 2020), miara niepodobieństwa Braya-Curtisa).

Podobieństwo ocen stanu siedliska przyrodniczego w ramach parametru „struktura i funkcje” na stanowiskach monitoringowych siedlisk przyrodniczych 9110, 9130, 9160 i 9170 uzyskiwanych przy użyciu analizowanych metodyk zobrazowano na dendrogramie metodą średnich połączeń przy użyciu odległości Braya-Curtisa na podstawie skali porządkowej ocen poszczególnych metodyk (U2, C, N, Z = 1; U1, B, MP = 2; FV, A, P, D = 3) przy użyciu pakietu „vegan” (Oksanen i in. 2020).

Współczynnik korelacji rang Spearmana na podstawie skali porządkowej ocen poszczególnych metodyk (U2, C, N, Z = 1; U1, B, MP = 2; FV, A, P, D = 3) obliczono wykorzystując pakiet „stats” (R Core Team 2019).

W celu określenia cech siedliska przyrodniczego, które różnicują ocenę stanu jego ochrony w ramach parametru „struktura i funkcje” na poziomie stanowiska monitoringowego wykorzystano analizę NMDS dzięki której w oparciu o rangi współczynnika niepodobieństwa Braya-Curtisa możliwe było uporządkowanie stanowisk monitoringowych w przestrzeni dwumiarowej. Następnie przy użyciu funkcji „ordisurf” z pakietu „vegan” (Oksanen i in. 2020) wykorzystującej uogólnione modele addytywne (GAM) zostały wykreślone gradienty uzyskanych ocen na stanowiskach monitoringowych.

6.2. Adaptacja metodyk na potrzeby ekspertyzy

Prace terenowe w ramach porównania metodyk monitoringu siedlisk przyrodniczych 9110, 9130, 9160 i 9170 według opracowań obowiązujących w Czechach, Danii, Niemczech i Polsce oraz we Francji (tylko siedlisko 9160), prowadzono od 22 czerwca do 19 sierpnia 2021 roku. Prace terenowe oraz analiza zebranych danych zostały wykonane zgodnie z poszczególnymi metodykami (patrz Załączniki II-IV, oraz Mróz 2012b, 2015), a ewentualne

zmiany wynikające z konieczności adaptacji zapisów metodycznych na potrzeby ekspertyzy przedstawiono poniżej.

6.2.1. Czechy

Ocenę w ramach ekspertyzy wykonano dla siedlisk 9110, 9130 i 9170 w oparciu o obowiązującą metodykę (Lustyk i Guth 2011) i opis wyprowadzenia oceny stanu ochrony siedliska na poziomie regionu biogeograficznego dostępny na stronie AOPK ČR (https://portal.nature.cz/nd/x_mob_sez_tps.php?habitat=8).

Oceną objęto nie cały płat siedliska przyrodniczego w którym zlokalizowana była powierzchnia monitoringowa PMS a jedynie obszar transektu założonego na potrzeby oceny wykonywanej według polskiej metodyki. Ocena stanu ochrony siedliska według metodyki czeskiej opiera się na 12 płatach siedliska.

6.2.1.1. Ocena ogólna „stanu ochrony siedliska” w regionie biogeograficznym

Zgodnie z metodyką.

6.2.1.2. Parametr „zasięg siedliska”

Metoda określania parametru została ustalona przez KE i jest jednakowa we wszystkich porównywanych metodykach. Jednak źródła danych na których oparta jest ocena parametru są specyficzne dla poszczególnych krajów i wprost nieporównywalne pomiędzy nimi, zatem na terenie polski nie jest możliwe przeprowadzenie oceny parametru w oparciu o analogiczne źródła danych z innych krajów. Dlatego ocenę parametru zaczerpnięto z polskiego raportu do KE za lata 2013-2018 dla regionu kontynentalnego (Cieśla i in. 2021).

6.2.1.3. Parametr „powierzchnia siedliska”

Metoda określania parametru została ustalona przez KE i jest jednakowa we wszystkich porównywanych metodykach. Jednak źródła danych na których oparta jest ocena parametru są specyficzne dla poszczególnych krajów i wprost nieporównywalne pomiędzy nimi, zatem na terenie polski nie jest możliwe przeprowadzenie oceny parametru w oparciu o analogiczne źródła danych z innych krajów. Dlatego ocenę parametru zaczerpnięto z polskiego raportu do KE za lata 2013-2018 dla regionu kontynentalnego (Cieśla i in. 2021).

6.2.1.4. Parametr „struktura i funkcje”

Zgodnie z metodyką (patrz Załącznik II) na podstawie 12 płatów siedliska (tylko obszar transektu założonego na potrzeby oceny wykonywanej według polskiej metodyki). Punktem odniesienia oceny parametru w płacie siedliska był stan FV opisany w polskim podręczniku metodycznym. Ze względu na opcjonalny charakter wskaźnika Użytkowanie nie uwzględniano go w ocenie parametru.

Ocenę parametru w płacie siedliska przyjmowano jako „N” jeśli zaszła przynajmniej jedna okoliczność:

- Gatunki typowe oceniono na „N”
- Rozpoznawalność siedliska oceniono na „F” lub „W”
- Degradacje oceniono na „3”
- Degradacje oceniono na „2” i Martwe drewno na „0”

Ocenę parametru na poziomie płatu siedliska przyjmowano jako „P” jeśli Rozpoznawalność siedliska oceniono na „V” a Strukturę drzewostanu inaczej niż „M” lub „S” (chyba, że na stanowisku z oceną „S” Role płatu siedliska w regionie oceniono przynajmniej na „2”) oraz gdy zaszła przynajmniej jedna okoliczność:

- Gatunki typowe oceniono na P, Degradacje na „0” .
- Gatunki typowe oceniono na P, Degradacje na „0” bądź „1”, a Martwe drewno przynajmniej na „1”.
- Gatunki typowe oceniono na MP, Degradacje na „0”, Martwe drewno przynajmniej na „2”
- Gatunki typowe oceniono na MP, Degradacje na „1”, Martwe drewno przynajmniej na „2” a Role płatu siedliska w regionie przynajmniej na „2”.
- Gatunki typowe oceniono na MP, Degradacje na „0”, Martwe drewno przynajmniej na „1” a Role płatu siedliska w regionie przynajmniej na „2”.

W innych przypadkach parametr w płacie siedliska oceniano jako „MP”.

6.2.1.5. Wskaźniki w ramach parametru „struktura i funkcje”

Poszczególne wskaźniki z czeskiej metodyki podlegały następującym modyfikacjom:

6.2.1.5.1. Rozpoznawalność siedliska (RB)

Zgodnie z metodyką (patrz Załącznik II) na obszarze transektu założonego na potrzeby oceny wykonywanej według polskiej metodyki. Punktem odniesienia był stan FV opisany w polskim podręczniku metodycznym.

6.2.1.5.2. Struktura drzewostanu (SD)

Zgodnie z metodyką (patrz Załącznik II) na obszarze transektu założonego na potrzeby oceny wykonywanej według polskiej metodyki.

6.2.1.5.3. Martwe drewno (MD)

Zgodnie z metodyką (patrz Załącznik II) na obszarze transektu założonego na potrzeby oceny wykonywanej według polskiej metodyki.

6.2.1.5.4. Degradacja (DG)

Zgodnie z metodyką (patrz Załącznik II) na obszarze transektu założonego na potrzeby oceny wykonywanej według polskiej metodyki.

6.2.1.5.5. Użytkowanie (MG)

Wskaźnik ma charakter fakultatywny i wypełniany jest jeśli sposób zarządzania ma istotny wpływ na istnienie siedliska oraz jeśli można ocenić go z zadawalającą rzetelnością. Na wszystkich płatach aktualny sposób użytkowania polegał albo na prowadzeniu racjonalnej gospodarki leśnej albo na braku użytkowania. Jest to zatem dla branych pod uwagę w ekspertyzie siedlisk użytkowanie właściwe. Z uwagi na powyższe uznano ten wskaźnik za bez znaczenia w ocenie parametru i nie uwzględniano go w ocenie na co pozwala metodyka (patrz Załącznik II).

6.2.1.5.6. Rola płatu siedliska w regionie (RH)

Zgodnie z metodyką (patrz Załącznik II) na obszarze transektu założonego na potrzeby oceny wykonywanej według polskiej metodyki.

6.2.1.5.7. Gatunki typowe (TD)

W ekspertyzie wykorzystano listy gatunków z metodyki czeskiej (patrz Załącznik II). Nie uwzględniono w nich gatunków geograficznie obcych dla badanego obszaru. Adaptacji poddano waloryzację wskaźnika. Z powodu dużej odległości dzielącej Republikę Czeską od terenu badań na którym prowadzono ekspertyzę przekładającą się na skład gatunkowy runa pomniejszono wartości progowe dla stanu P (Tab. 17).

Wartość progową stanu P w siedlisku 9110 ustalono na poziomie 4 gatunków zmniejszając ją o 3 gatunki przez wzgląd na naturalne ubóstwo gatunkowe i brak naturalnego występowania 31% gatunków specyficznych na badanym obszarze.

Wartość progową stanu P w siedlisku 9130 ustalono na poziomie 4 gatunków zmniejszając ją o 1 gatunek przez wzgląd na brak naturalnego występowania 28% gatunków specyficznych na badanym obszarze (ale znacznie wyższe bogactwo gatunków w porównaniu do 9110).

Wartość progową stanu P w siedlisku 9170 ustalono na poziomie 6 gatunków zmniejszając ją o 4 gatunki przez wzgląd na brak naturalnego występowania 31% gatunków specyficznych na badanym obszarze.

Powyższa zmiana dopuszczalna jest w czeskiej metodyce w uzasadnionych przypadkach.

Tabela 17. Adaptacja waloryzacji wskaźnika „gatunki typowe” z metodyki czeskiej na potrzeby ekspertyzy.

Waloryzacja	Siedlisko	Wartość progowa liczby gatunków dla oceny:		
		P	MP	N
Oryginalna	9110	≥ 7 specyficznych	1-6 specyficznych	Tylko podstawowe
	9130	≥ 5 specyficznych	1-4 specyficznych	Tylko podstawowe
	9170	≥ 10 specyficznych	1-9 specyficznych	Tylko podstawowe
Po adaptacji	9110	≥ 4 specyficznych	1-3 specyficznych	Tylko podstawowe
	9130	≥ 4 specyficznych	1-3 specyficznych	Tylko podstawowe
	9170	≥ 6 specyficznych	1-5 specyficznych	Tylko podstawowe

6.2.1.6. Parametr „perspektywy ochrony”

Zgodnie z metodyką zastosowaną w raporcie do KE z 2013 roku według metodyki czeskiej. (patrz Załącznik II) na podstawie 12 płatów siedliska (tylko obszar transektu założonego na potrzeby oceny wykonywanej według polskiej metodyki).

6.2.2. Dania

Ocenę w ramach ekspertyzy wykonano dla siedlisk 9110, 9130, 9160 i 9170 w oparciu o metodykę prac terenowych (Fredshawn i in. 2018) i publikację zawierającą opis oceny stanu ochrony siedlisk przyrodniczych w regionie biogeograficznym (Nyggard i in. 2019).

6.2.2.1. Ocena ogólna „stanu ochrony siedliska” w regionie biogeograficznym

Zgodnie z metodyką (patrz Załącznik III).

6.2.2.2. Parametr „zasięg siedliska”

Metoda określania parametru została ustalona przez KE i jest jednakowa we wszystkich porównywanych metodykach. Jednak źródła danych na których oparta jest ocena parametru są specyficzne dla poszczególnych krajów i wprost nieporównywalne pomiędzy nimi, zatem na terenie polski nie jest możliwe przeprowadzenie oceny parametru w oparciu o analogiczne źródła danych z innych krajów. Dlatego ocenę parametru zaczerpnięto z polskiego raportu do KE za lata 2013-2018 dla regionu kontynentalnego (Cieśla i in. 2021).

6.2.2.3. Parametr „powierzchnia siedliska”

Metoda określania parametru została ustalona przez KE i jest jednakowa we wszystkich porównywanych metodykach. Jednak źródła danych na których oparta jest ocena parametru są specyficzne dla poszczególnych krajów i wprost nieporównywalne pomiędzy nimi, zatem na terenie polski nie jest możliwe przeprowadzenie oceny parametru w oparciu o analogiczne źródła danych z innych krajów. Dlatego ocenę parametru zaczerpnięto z polskiego raportu do KE za lata 2013-2018 dla regionu kontynentalnego (Cieśla i in. 2021).

6.2.2.4. Parametr „struktura i funkcje”

Na każdej z wylosowanych powierzchni monitoringowych PMŚ założono po 3 powierzchnie próbne według metodyki duńskiej (na początku, środku i końcu transektu). Zatem ocena parametru Struktura i Funkcje według metodyki duńskiej opiera się na 12 stacjach liczących po 3 powierzchnie próbne każda.

6.2.2.5. Wskaźniki w ramach parametru „struktura i funkcje”

Na każdej powierzchni próbnej zbierano dane tylko dla wskaźników wykorzystywanych do oceny parametru Struktura i Funkcje na potrzeby raportu do KE. Były to:

- Gatunki roślin drzewiastych stanowiące pożytek pszczeli
- Gatunki wskaźnikowe
- Martwe drewno
- Liczba dużych drzew
- Liczba drzew z dziuplami lub zgnilizną

6.2.2.5.1. Gatunki roślin drzewiastych stanowiące pożytek pszczeli.

Zgodnie z metodyką (patrz Załącznik III) zliczano gatunki roślin drzewiastych stanowiących pożytek pszczeli na każdej powierzchni próbnej na okręgu o promieniu 5m niezależnie od ich wysokości i możliwości kwitnienia. Metodyka nie odnosi się do faktu kwitnienia czy wysokości występujących na powierzchni próbnej osobników gatunków roślin

drzewiastych stanowiących pożytek pszczeli i nie zawiera żadnych innych kryteriów prócz występowania gatunku na powierzchni.

Liczba powierzchni próbnych, na których stwierdzono występowanie gatunków roślin drzewiastych stanowiących pożytek pszczeli przedstawia tabela 18.

Tabela 18. Występowanie gatunków roślin drzewiastych stanowiących pożytek pszczeli z podziałem na siedliska przyrodnicze.

Gatunek	9110	9130	9160	9170
<i>Acer platanoides</i> (klon pospolity)		4	22	10
<i>Acer pseudoplatanus</i> (klon jawor)	3	8	19	3
<i>Aesculus hippocastanum</i> (kasztanowiec biały)			1	
<i>Cerasus avium</i> (czereśnia ptasia)	3	4	3	
<i>Corylus avellana</i> (leszczyna pospolita)		3	15	23
<i>Crataegus monogyna</i> (głóg jednoszyjkowy)		1	3	
<i>Daphne mezereum</i> (wawrzynek wilcze łyko)			1	2
<i>Euonymus europaeus</i> (trzmielina pospolita)		1	2	4
<i>Euonymus verrucosa</i> (trzmielina brodawkowata)				3
<i>Frangula alnus</i> (kruszyna pospolita)	1	2	3	6
<i>Hedera helix</i> (bluszcz pospolity)			5	
<i>Lonicera xylosteum</i> (wiciokrzew pospolity)		1		2
<i>Malus sylvestris</i> (jabłoń leśna)		2	2	10
<i>Padus avium</i> (czerecha zwyczajna)			6	2
<i>Padus serotina</i> (czerecha amerykańska)	1		4	3
<i>Prunus</i> sp. (śliwa)			1	1
<i>Pyrus communis</i> (grusza pospolita)	1	1		1
<i>Ribes alpinum</i> (porzeczka alpejska)				1
<i>Ribes rubrum</i> (porzeczka zwyczajna)				2
<i>Salix caprea</i> (wierzba iwa)		2	1	
<i>Sambucus nigra</i> (dziki bez czarny)	1	2	8	2
<i>Sorbus aucuparia</i> (jarząg pospolity)	6	5	10	12
<i>Tilia cordata</i> (lipa drobnolistna)		2	4	10
<i>Tilia platyphyllos</i> (lipa szerokolistna)			7	
<i>Viburnum opulus</i> (kalina koralowa)				1

6.2.2.5.2. Gatunki wskaźnikowe

Zgodnie z metodyką zliczano gatunki wskaźnikowe (lista w Załączniku III) na okręgu o promieniu 15m występujące na leżaninie, pniakach oraz drzewach żywych i martwych do wysokości 1,8m powyżej gruntu.

6.2.2.5.3. Martwe drewno

Zgodnie z metodyką (patrz Załącznik III).

6.2.2.5.4. Liczba dużych drzew

Zgodnie z metodyką (patrz Załącznik III).

6.2.2.5.5. Liczba drzew z dziuplami lub zgnilizną

Zgodnie z metodyką (patrz Załącznik III).

6.2.2.6. Parametr „perspektywy ochrony”

Metoda określania parametru została ustalona przez KE i jest jednakowa we wszystkich porównywanych metodykach. Jednak źródła danych na których oparta jest ocena parametru są specyficzne dla poszczególnych krajów i wprost nieporównywalne pomiędzy nimi, zatem na terenie polski nie jest możliwe przeprowadzenie oceny parametru w oparciu o analogiczne źródła danych z innych krajów. Dlatego ocenę parametru zaczerpnięto z polskiego raportu do KE za lata 2013-2018 dla regionu kontynentalnego (Cieśla i in. 2021).

6.2.3. Francja

Ocena w ramach ekspertyzy wykonano dla siedliska przyrodniczego 9160 w oparciu o publikację przedstawiającą metodykę monitoringu (Maciejewski 2016a, 2016b) oraz publikacji (Bensettiti i Puissauve 2015) opisującej sposób wyprowadzenia oceny stanu ochrony siedliska przyrodniczego w regionie biogeograficznym w raporcie do KE z 2013 roku.

6.2.3.1. Ocena ogólna stanu ochrony siedliska w regionie biogeograficznym

Zgodnie z metodyką.

6.2.3.2. Parametr „zasięg siedliska”

Metoda określania parametru została ustalona przez KE i jest jednakowa we wszystkich porównywanych metodykach. Jednak źródła danych na których oparta jest ocena parametru są specyficzne dla poszczególnych krajów i wprost nieporównywalne pomiędzy nimi, zatem na terenie polski nie jest możliwe przeprowadzenie oceny parametru w oparciu o analogiczne źródła danych z innych krajów. Dlatego ocenę parametru zaczerpnięto z polskiego raportu do KE za lata 2013-2018 dla regionu kontynentalnego (Cieśla i in. 2021).

6.2.3.3. Parametr „powierzchnia siedliska”

Metoda określania parametru została ustalona przez KE i jest jednakowa we wszystkich porównywanych metodykach. Jednak źródła danych na których oparta jest ocena parametru są specyficzne dla poszczególnych krajów i wprost nieporównywalne pomiędzy nimi, zatem na terenie polski nie jest możliwe przeprowadzenie oceny parametru w oparciu o analogiczne źródła danych z innych krajów. Dlatego ocenę parametru zaczerpnięto z polskiego raportu do KE za lata 2013-2018 dla regionu kontynentalnego (Cieśla i in. 2021).

6.2.3.4. Parametr „struktura i funkcje”

Na każdej z wylosowanych powierzchni monitoringowych PMS² założono po 3 powierzchnię próbne według metodyki francuskiej (na początku, środku i końcu transektu). Zatem ocena parametru Struktura i Funkcje według metodyki francuskiej opiera się na 36 powierzchniach próbnych. Ocena została wyprowadzona zgodnie z metodyką (Maciejewski 2016b).

6.2.3.5. Wskaźniki w ramach parametru „struktura i funkcje”

6.2.3.5.1. Zmiana powierzchni siedliska

W ramach prowadzonych prac powierzchnia siedliska została określona na powierzchniach kołowych. Określano udział procentowy powierzchni pozbawionej cech siedliska przyrodniczego (zrąb, droga itp.) na powierzchni kołowej. Powyższy udział był określany, jeśli zmiana powierzchni siedliska nastąpiła względem poprzedniego cyklu monitoringowego.

6.2.3.5.2. Fragmentacja wewnątrz płatu siedliska

Stwierdzano obecność nowych obiektów liniowych względem poprzedniego cyklu w płacie siedliska przyrodniczego w którym zlokalizowana była powierzchnia kołowa. Waloryzacja wskaźnika zgodnie z metodyką (Tab. 6).

6.2.3.5.3. Fragmentacja pomiędzy płatami siedliska

Dla każdej powierzchni kołowej określono wartość wskaźnika fragmentacji według kryteriów proponowanych w metodyce (Tab.6). Za obszar dla którego oceniano lesistość przyjęto nadleśnictwo. Następnie obliczono wartość średnią wskaźnika ze wszystkich powierzchni kołowych.

6.2.3.5.4. Gatunki allochtoniczne w drzewostanie

Wartość wskaźnika została określona zgodnie z metodyką jako średni udział pokrycia terenu przez gatunki allochtoniczne w sumarycznym pokryciu gatunków z warstwy drzew. Za gatunki allochtoniczne uznawano:

Aesculus hippocastanum (kasztanowiec biały)

Picea abies (świerk pospolity)

Pinus sylvestris (sosna zwyczajna)

Quercus rubra (dąb czerwony)

Tilia platyphyllos (lipa szerokolistna)

Waloryzacja wskaźnika zgodnie z metodyką (Tab. 6).

6.2.3.5.5. Inwazyjne gatunki obce

Inwazyjne gatunki obce przyjęto za opracowaniem Tokarskiej-Guzik i in. 2012. Były to:

- *Conyza canadensis* (koniżka kanadyjska)
- *Impatiens parviflora* (niecierpek drobnokwiatowy)
- *Padus serotina* (czeremcha amerykańska)
- *Quercus rubra* (dąb czerwony)

Powierzchnie zliczano niezależnie od stwierdzonej na niej liczby gatunków obcych. Waloryzacja wskaźnika zgodnie z metodyką (Tab. 6).

6.2.3.5.6. Drzewa o ponadnormatywnej grubości

Za drzewa o ponadnormatywnej grubości uznano zgodnie z sugestią metodyki drzewa o pierśnicy większej niż 70 cm (niezależnie od gatunku). Drzewa te zliczano na powierzchni próbnej a następnie otrzymaną wartość przeliczoną na 1ha. Waloryzacja wskaźnika zgodnie z metodyką (Tab. 6).

6.2.3.5.7. Młody drzewostan

Na powierzchniach kołowych określono procent pokrycia terenu przez drzewostan młody wyróżniony według kryteriów podanych w metodyce. Następnie obliczono wartość średnią dla obszaru. Waloryzacja wskaźnika zgodnie z metodyką (Tab. 6).

6.2.3.5.8. Zdolności regeneracyjne

Wskaźnik nie był oceniany, ponieważ w ocenie uwzględniono wskaźnik Młody drzewostan.

6.2.3.5.9. Martwe drewno

Dane pobrano zgodnie z metodyką. Waloryzacja wskaźnika zgodnie z metodyką (Tab. 6).

6.2.3.5.10. Owady saproksyliczne

Ze względu na ograniczony czas trwania ekspertyzy nie zebrano danych na temat tego wskaźnika. Metodyka dopuszcza niestosowanie wskaźnika w przypadku danych o wątpliwej jakości.

6.2.3.5.11. Uszkodzenia gleby

Na każdej powierzchni kołowej oszacowano procent pokrycia powierzchni na jakiej występują uszkodzenia gleby (uwzględniano tylko uszkodzenia tworzące odrębne mikrosiedliska). Waloryzacja wskaźnika zgodnie z metodyką (Tab. 6).

6.2.3.5.12. Inne uszkodzenia

Odnotowano występujące uszkodzenia na powierzchniach kołowych wraz z określeniem ich intensywności (Znikome/Umiarkowane/Znaczące). Waloryzacja wskaźnika zgodnie z metodyką (Tab. 6).

6.2.3.6. Parametr „perspektywy ochrony”

Metoda określania parametru została ustalona przez KE i jest jednakowa we wszystkich porównywanych metodykach. Jednak źródła danych na których oparta jest ocena parametru są specyficzne dla poszczególnych krajów i wprost nieporównywalne pomiędzy nimi, zatem na terenie polski nie jest możliwe przeprowadzenie oceny parametru w oparciu o analogiczne źródła danych z innych krajów. Dlatego ocenę parametru zaczerpnięto z polskiego raportu do KE za lata 2013-2018 dla regionu kontynentalnego (Cieśla i in. 2021).

6.2.4. Niemcy FFH-monitoring

Ocenę w ramach ekspertyzy wykonano dla typów siedlisk przyrodniczych 9110, 9130, 9160 i 9170 w oparciu o niemiecki ogólnokrajowy monitoring siedlisk przyrodniczych (Sachteleben i Behrens 2010, Załącznik IV), oraz opracowanie Ellwanger i in. (2020) przedstawiające sposób wyprowadzenia oceny stanu ochrony siedliska przyrodniczego w regionie biogeograficznym.

6.2.4.1. Ocena ogólna „stanu ochrony siedliska” w regionie biogeograficznym

Zgodnie z metodyką.

6.2.4.2. Parametr „zasięg siedliska”

Metoda określania parametru została ustalona przez KE i jest jednakowa we wszystkich porównywanych metodykach. Jednak źródła danych na których oparta jest ocena parametru są specyficzne dla poszczególnych krajów i wprost nieporównywalne pomiędzy nimi, zatem na terenie polski nie jest możliwe przeprowadzenie oceny parametru w oparciu o analogiczne źródła danych z innych krajów. Dlatego ocenę parametru zaczerpnięto z polskiego raportu do KE za lata 2013-2018 dla regionu kontynentalnego (Cieśla i in. 2021).

6.2.4.3. Parametr „powierzchnia siedliska”

Metoda określania parametru została ustalona przez KE i jest jednakowa we wszystkich porównywanych metodykach. Jednak źródła danych na których oparta jest ocena parametru są specyficzne dla poszczególnych krajów i wprost nieporównywalne pomiędzy nimi, zatem na terenie polski nie jest możliwe przeprowadzenie oceny parametru w oparciu o analogiczne źródła danych z innych krajów. Dlatego ocenę parametru zaczerpnięto z polskiego raportu do KE za lata 2013-2018 dla regionu kontynentalnego (Cieśla i in. 2021).

6.2.4.4. Parametr „struktura i funkcje”

Na każdej z wylosowanych powierzchni monitoringowych PMS (12 powierzchni w każdym siedlisku) założono jedną powierzchnię próbną. Granice powierzchni próbnej zakładanej na potrzeby niemieckiej metodyki pokrywają się z transektem zakładanym na potrzeby oceny wykonywanej według polskiej metodyki. Zatem ocena stanu ochrony siedliska według metodyki niemieckiej opiera się na 12 powierzchniach próbnych których areał w siedlisku 9110, 9130 i 9130 wynosi 40 arów, a w siedlisku 9160 20 arów.

6.2.4.5. Wskaźniki w ramach parametru „struktura i funkcje”

6.2.4.5.1. Kryterium „struktura siedliska”

Ocena kryterium wyprowadzona zgodnie z metodyką (patrz Załącznik IV).

6.2.4.5.1.1. Struktura przestrzenna

Udziały faz rozwojowych określono na podstawie udziałów gatunków i pierśnicy podanej w opisie taksacyjnym wydzielen w których zlokalizowany był transekt. Udziały faz ważono zadrzewieniem. Wyodrębniano odrębne fazy w obrębie warstwy jeśli zmieszanie gatunków zostało określone jako co najmniej drobnokępowe. Nie uwzględniano podszytu. W przypadku zbyt małej powierzchni wydzielen (metodyka wymaga by ocenę przeprowadzić na podstawie areału min 10 ha dla 9110 i 9130, oraz 0,5 ha dla 9160 i 9170) uwzględniano wydzielenia leżące najbliżej środka transektu. Pozostałe kryteria wyróżniania faz

rozwojowych oraz waloryzację wskaźnika zastosowano zgodnie z metodyką (patrz Załącznik IV).

6.2.4.5.1.2. Drzewa siedliskowe

Drzewa siedliskowe zliczano na całym areale powierzchni próbnej (metodyka niemiecka nie precyzuje arealu powierzchni próbnej) i przeliczano na 1ha. Kryteria wyróżniania Drzew siedliskowych oraz waloryzację wskaźnika zastosowano zgodnie z metodyką (patrz Załącznik IV).

6.2.4.5.1.3. Martwe drewno

Martwe drewno zliczano na całym areale powierzchni próbnej (Metodyka niemiecka nie precyzuje arealu powierzchni próbnej) i przeliczano na 1ha. Kryteria zliczania Martwego drewna oraz waloryzację wskaźnika zastosowano zgodnie z metodyką (patrz Załącznik IV).

6.2.4.5.2. Kryterium „gatunki typowe”

Ocena kryterium wyprowadzona zgodnie z metodyką (patrz Załącznik IV).

6.2.4.5.2.1. Gatunki typowe w drzewostanie

Metodyka niemiecka nie precyzuje arealu powierzchni próbnej. Dane zebrano na całym obszarze powierzchni próbnej (powierzchnia tożsama z powierzchnią transektu zakładanego na potrzeby oceny wykonywanej według polskiej metodyki) w postaci zdjęcia fitosocjologicznego w ramach którego na powierzchni próbnej szacowano pokrycie gatunków w wyróżnionych warstwach drzewostanu (A1, A2, A3 i B) przy użyciu skali Braun-Blanqueta. Następnie stopnie ilościowości ze skali Braun-Blanqueta poddano transformacji: r – 0,01%, + – 0,1%, 1 – 5%, 2 – 17,5%, 3 – 37,5%, 4 – 62,5%, 5 – 87,5%. W celu obliczenia wartości wskaźnika sumowano pokrycia gatunków uznanych za typowe w danym siedlisku i obliczano ich udział w sumie pokryć wszystkich gatunków z warstw A1, A2, A3 i B. Metodyka niemiecka co prawda proponuje listę gatunków typowych ale zastosowanie jej na terenie Polski możliwe jest po adaptacji. Za gatunki „nietypowe” dla siedliska uznano gatunki występujące poza naturalnym zasięgiem występowania oraz gatunki obce ekologicznie (Tab. 19). Waloryzacja wskaźnika zgodna z metodyką (patrz Załącznik IV).

Tabela 19. Lista gatunków drzewiastych występujących w danych siedliskach w warstwie drzew i krzewów oraz ich rola w kompozycji gatunkowej. T- gatunki typowe, N – gatunki nietypowe.

Gatunek	9110	9130	9160	9170
<i>Acer platanoides</i> (klon pospolity)	.	T	T	T
<i>Acer pseudoplatanus</i> (klon jawor)	.	T	T	T
<i>Aesculus hippocastanum</i> (kasztanowiec biały)	.	N	N	.
<i>Alnus glutinosa</i> (olsza czarna)	.	T	T	T
<i>Alnus incana</i> (olsza szara)	.	.	T	.
<i>Betula pendula</i> (brzoza brodawkowata)	T	T	T	T
<i>Carpinus betulus</i> (grab zwyczajny)	T	T	T	T
<i>Cerasus avium</i> (czereśnia ptasia)	T	T	T	.
<i>Corylus avellana</i> (leszczyna pospolita)	.	T	T	T
<i>Crataegus monogyna</i> (głóg jednoszyjkowy)	.	.	T	.
<i>Daphne mezereum</i> (wawrzynek wilczełyko)	.	.	T	T
<i>Euonymus europaeus</i> (trzmielina pospolita)	.	.	T	.

Gatunek	9110	9130	9160	9170
<i>Euonymus verrucosus</i> (trzmielina brodawkowata)	.	.	.	T
<i>Fagus sylvatica</i> (buk zwyczajny)	T	T	T	.
<i>Frangula alnus</i> (kruszyna pospolita)	T	T	T	T
<i>Fraxinus excelsior</i> (jesion wyniosły)	.	T	T	T
<i>Juniperus communis</i> (jałowiec pospolity)	.	.	N	N
<i>Larix decidua</i> (modrzew europejski)	N	N	.	N
<i>Lonicera xylosteum</i> (wiciokrzew pospolity)	.	.	T	.
<i>Malus sylvestris</i> (jabłoń leśna)	.	.	.	T
<i>Padus avium</i> (czeremcha zwyczajna)	.	.	T	T
<i>Padus serotina</i> (czeremcha amerykańska)	N	.	N	N
<i>Picea abies</i> (świerk pospolity)	N	N	N	T
<i>Pinus sylvestris</i> (sosna pospolita)	T	N	N	N
<i>Populus tremula</i> (topola osika)	T	T	T	T
<i>Prunus cerasifera</i> (śliwa wiśniowa)	.	.	N	.
<i>Prunus sp.</i> (śliwa)	.	.	N	.
<i>Pseudotsuga taxifolia</i> (daglezja zielona)	N	N	.	.
<i>Quercus petraea</i> (dąb bezszypułkowy)	T	.	T	T
<i>Quercus robur</i> (dąb szypułkowy)	T	T	T	T
<i>Quercus rubra</i> (dąb czerwony)	.	.	.	N
<i>Ribes alpinum</i> (porzeczka alpejska)	.	T	.	.
<i>Ribes spicatum</i> (porzeczka czerwona)	.	.	T	.
<i>Ribes uva-crispa</i> (porzeczka agrest)	.	.	N	.
<i>Robinia pseudacacia</i> (robinia akacyjowa)	.	.	.	N
<i>Salix caprea</i> (wierzba iwa)	.	T	.	T
<i>Salix fragilis</i> (wierzba krucha)	.	.	.	T
<i>Sambucus nigra</i> (dziki bez czarny)	.	N	N	N
<i>Sorbus aucuparia</i> (jarząg pospolity)	T	T	T	T
<i>Symphoricarpos albus</i> (śnieguliczka biała)	.	.	N	.
<i>Tilia cordata</i> (lipa drobnolistna)	.	T	T	T
<i>Tilia platyphyllos</i> (lipa szerokolistna)	.	.	N	.
<i>Ulmus glabra</i> (wiąz górski)	.	.	T	T
<i>Viburnum opulus</i> (kalina koralowa)	.	.	T	.

6.2.4.5.2.2. Gatunki typowe w runie

Waloryzacja wskaźnika zgodna z metodyką (patrz Załącznik IV).

6.2.4.5.3. Kryterium „upośledzenia”

Ocena kryterium wyprowadzona zgodnie z metodyką (patrz Załącznik IV).

W pracach nie uwzględniono wskaźnika Eliminacja *Ilex aquifolium* (wskaźnik występuje w metodyce siedliska 9110, 9130, 9160) ponieważ dotyczy on lasów z naturalnie występującym *Ilex aquifolium*.

Zgodnie z metodyką wskaźnik Drenaż oceniano tylko w siedlisku 9160.

6.2.4.5.3.1. Neofity drzewiaste

Metodyka niemiecka nie precyzuje areału powierzchni próbnej. Dane zebrano na całym obszarze powierzchni próbnej (powierzchnia tożsama z powierzchnią transektu zakładanego na potrzeby oceny wykonywanej według polskiej metodyki) w postaci zdjęcia fitosocjologicznego w ramach którego na powierzchni próbnej szacowano pokrycie gatunków w wyróżnionych warstwach drzewostanu (A1, A2, A3 i B) przy użyciu skali Braun-Blanqueta. Następnie stopnie ilościowości ze skali Braun-Blanqueta poddano transformacji: r – 0,01%, + - 0,1%, 1 – 5%, 2 – 17,5%, 3 - 37,5%, 4 - 62,5%, 5 – 87,5%. W celu obliczenia wartości wskaźnika sumowano pokrycia gatunków uznanych za neofity w danym siedlisku i obliczano ich udział w sumie pokryć wszystkich gatunków z warstw A1, A2, A3 i B.

Metodyka niemiecka nie przedstawia zamkniętej listy neofitów. Wskaźnik uwzględnia gatunki obce inwazyjne oraz pozostałe neofity jeśli zachodzi ryzyko ich niekontrolowanego rozprzestrzeniania się. Dlatego też w niniejszych badaniach za neofity uznano wszystkie gatunki obce inwazyjne za opracowaniem Tokarskiej-Guzik i in. 2012:

Padus serotina (czeremcha amerykańska)

Quercus rubra (dąb czerwony)

Robinia pseudoacacia (robinia akacjowa)

oraz wszystkie występujące poza ich naturalnym zasięgiem tj:

Aesculus hippocastanum (kasztanowiec biały)

Larix decidua (modrzew europejski)

Picea abies (za wyjątkiem 9170) (świerk pospolity)

Pseudotsuga taxifolia (daglezwia zielona)

Symphoricarpos albus (śnieguliczka biała)

Tilia platyphyllos (lipa szerokolistna)

jeżeli obserwowano je zarówno w warstwie A i B. Waloryzacje wskaźnika przeprowadzono zgodnie z metodyką (patrz Załącznik IV).

6.2.4.5.3.2. Apofity i neofity

Metodyka niemiecka nie precyzuje areału powierzchni próbnej. Dane zebrano na całym obszarze powierzchni próbnej (powierzchnia tożsama z powierzchnią transektu zakładanego na potrzeby oceny wykonywanej według polskiej metodyki) w postaci zdjęcia fitosocjologicznego w ramach którego na powierzchni próbnej szacowano pokrycie gatunków przy użyciu skali Braun-Blanqueta. Następnie stopnie ilościowości ze skali Braun-Blanqueta poddano transformacji: r – 0,01%, + - 0,1%, 1 – 5%, 2 – 17,5%, 3 - 37,5%, 4 - 62,5%, 5 – 87,5%. W celu obliczenia wartości wskaźnika sumowano pokrycia gatunków uznanych za neofity w danym siedlisku z warstwy C i obliczano ich udział w sumie pokryć wszystkich gatunków z warstw C.

Metodyka niemiecka nie zawiera listy gatunków neofitów i apofitów.

Za neofity uznawano gatunki zgodnie z opracowaniem Tokarskiej-Guzik i in. 2012:

Conyza canadensis (koniża kanadyjska)

Erechtites hieracifolia (erechtites jastrzębcolistny)

Erigeron annuus (przymiotno białe)

Impatiens parviflora (niecierpek drobnokwiatowy)

Iris germanica (kosaciec bródkowy)

Oxalis stricta (szczawik żółty)

Parthenocissus inserta (winobluszcz zaroślowy)

Solidago gigantea (nawłóć późna).

Za gatunki wskazujące na zaburzenia/eutrofizację uznano (lista gatunków tożsama z listą gatunków wykorzystywaną w analogicznych wskaźnikach w polskiej metodyce):

- *Alliaria petiolata* (czosnaczek pospolity)
- *Anthriscus sylvestris* (trybula leśna)
- *Artemisia vulgaris* (bylica pospolita)
- *Calamagrostis epigejos* (trzcinnik piaskowy)
- *Chamaenerion angustifolium* (wierzbowka kiprzyca)
- *Chelidonium majus* (glistnik jaskółcze ziele)
- *Chenopodium album* (komosa biała)
- *Cirsium arvense* (ostrożeń polny)
- *Galeopsis bifida* (poziwnik dwudzielny)
- *Galeopsis pubescens* (poziwnik miętko włosy)
- *Galeopsis* sp. (poziwnik)
- *Galeopsis speciosa* (poziwnik pstry)
- *Galeopsis tetrahit* (poziwnik szorstki)
- *Galium aparine* (przytulia czepna)
- *Galium mollugo* (przytulia biała)
- *Geranium robertianum* (bodziszek cuchnący)
- *Geum urbanum* (kuklik pospolity)
- *Juncus bufonius* (sit dwudzielny)
- *Juncus conglomeratus* (sit skupiony)
- *Juncus effusus* (sit rozpierzchły)
- *Lamium maculatum* (jasnota plamista)
- *Lapsana communis* (łoczyga pospolita)
- *Melandrium album* (bniec biały)
- *Polygonum aviculare* (rdest ptasi)
- *Polygonum hydropiper* (rdest ostrogorzki)
- *Polygonum persicaria* (rdest plamisty)
- *Rubus fruticosus* (jeżyna krzewiasta)
- *Rubus idaeus* (malina właściwa)
- *Rubus nessensis* (jeżyna wzniesiona)
- *Rubus pedemontanus* (jeżyna Bellardiego)
- *Rubus plicatus* (jeżyna fałdowana)
- *Rubus* sp. (jeżyna)
- *Rumex obtusifolius* (szczaw tępo listny)
- *Rumex sanguineus* (szczaw gajowy)
- *Setaria viridis* (włośnica zielona)
- *Stellaria media* (gwiazdnica pospolita)
- *Urtica dioica* (pokrzywa zwyczajna)

Waloryzacje wskaźnika przeprowadzono zgodnie z metodyką (patrz Załącznik IV).

6.2.4.5.3.3. Uszkodzenia gleby

Metodyka niemiecka nie precyzuje areału powierzchni próbnej. Ocena wskaźnika została wykonana na całym obszarze powierzchni próbnej (powierzchnia tożsama

z powierzchnią transektu zakładanego na potrzeby oceny wykonywanej według polskiej metodyki) a waloryzacje przeprowadzono zgodnie z metodyką (patrz Załącznik IV).

6.2.4.5.3.4. Inne zniszczenia

Metodyka niemiecka nie precyzuje areału powierzchni próbnej. Ocena wskaźnika została wykonana na całym obszarze powierzchni próbnej (powierzchnia tożsama z powierzchnią transektu zakładanego na potrzeby oceny wykonywanej według polskiej metodyki) a waloryzacje przeprowadzono zgodnie z metodyką (patrz Załącznik IV).

6.2.4.5.3.5. Inne uszkodzenia

Metodyka niemiecka nie precyzuje areału powierzchni próbnej. Ocena wskaźnika została wykonana na całym obszarze powierzchni próbnej (powierzchnia tożsama z powierzchnią transektu zakładanego na potrzeby oceny wykonywanej według polskiej metodyki) a waloryzacje przeprowadzono zgodnie z metodyką (patrz Załącznik IV).

6.2.4.5.3.6. Drenaż

Metodyka niemiecka nie precyzuje areału powierzchni próbnej. Ocena wskaźnika została wykonana na całym obszarze powierzchni próbnej (powierzchnia tożsama z powierzchnią transektu zakładanego na potrzeby oceny wykonywanej według polskiej metodyki) a waloryzacje przeprowadzono zgodnie z metodyką (patrz Załącznik IV).

6.2.4.6. Parametr „perspektywy ochrony”

Metoda określania parametru została ustalona przez KE i jest jednakowa we wszystkich porównywanych metodykach. Jednak źródła danych na których oparta jest ocena parametru są specyficzne dla poszczególnych krajów i wprost nieporównywalne pomiędzy nimi, zatem na terenie polski nie jest możliwe przeprowadzenie oceny parametru w oparciu o analogiczne źródła danych z innych krajów. Dlatego ocenę parametru zaczerpnięto z polskiego raportu do KE za lata 2013-2018 dla regionu kontynentalnego (Cieśla i in. 2021).

6.2.5. Niemcy – ocena na podstawie danych z BWI

Ocenę w ramach ekspertyzy wykonano dla następujących typów siedlisk przyrodniczych 9110, 9130, 9160 i 9170 w oparciu o opracowanie Kroiher i in. (2017) - (Załącznik IV). oraz opracowanie Ellwanger i in. (2020) przedstawiające sposób wyprowadzenia oceny stanu ochrony siedliska przyrodniczego w regionie biogeograficznym.

6.2.5.1. Ocena ogólna „stanu ochrony siedliska” w regionie biogeograficznym

Zgodnie z metodyką (Ellwanger i in. 2020).

6.2.5.2. Parametr „zasięg siedliska”

Metoda określania parametru została ustalona przez KE i jest jednakowa we wszystkich porównywanych metodykach. Jednak źródła danych na których oparta jest ocena parametru są specyficzne dla poszczególnych krajów i wprost nieporównywalne pomiędzy nimi, zatem na terenie polski nie jest możliwe przeprowadzenie oceny parametru w oparciu o analogiczne źródła danych z innych krajów. Dlatego ocenę parametru zaczerpnięto z polskiego raportu do KE za lata 2013-2018 dla regionu kontynentalnego (Cieśla i in. 2021).

6.2.5.3. Parametr „powierzchnia siedliska”

Metoda określania parametru została ustalona przez KE i jest jednakowa we wszystkich porównywanych metodykach. Jednak źródła danych na których oparta jest ocena parametru są specyficzne dla poszczególnych krajów i wprost nieporównywalne pomiędzy nimi, zatem na terenie polski nie jest możliwe przeprowadzenie oceny parametru w oparciu o analogiczne źródła danych z innych krajów. Dlatego ocenę parametru zaczerpnięto z polskiego raportu do KE za lata 2013-2018 dla regionu kontynentalnego (Cieśla i in. 2021).

6.2.5.4. Parametr „struktura i funkcje”

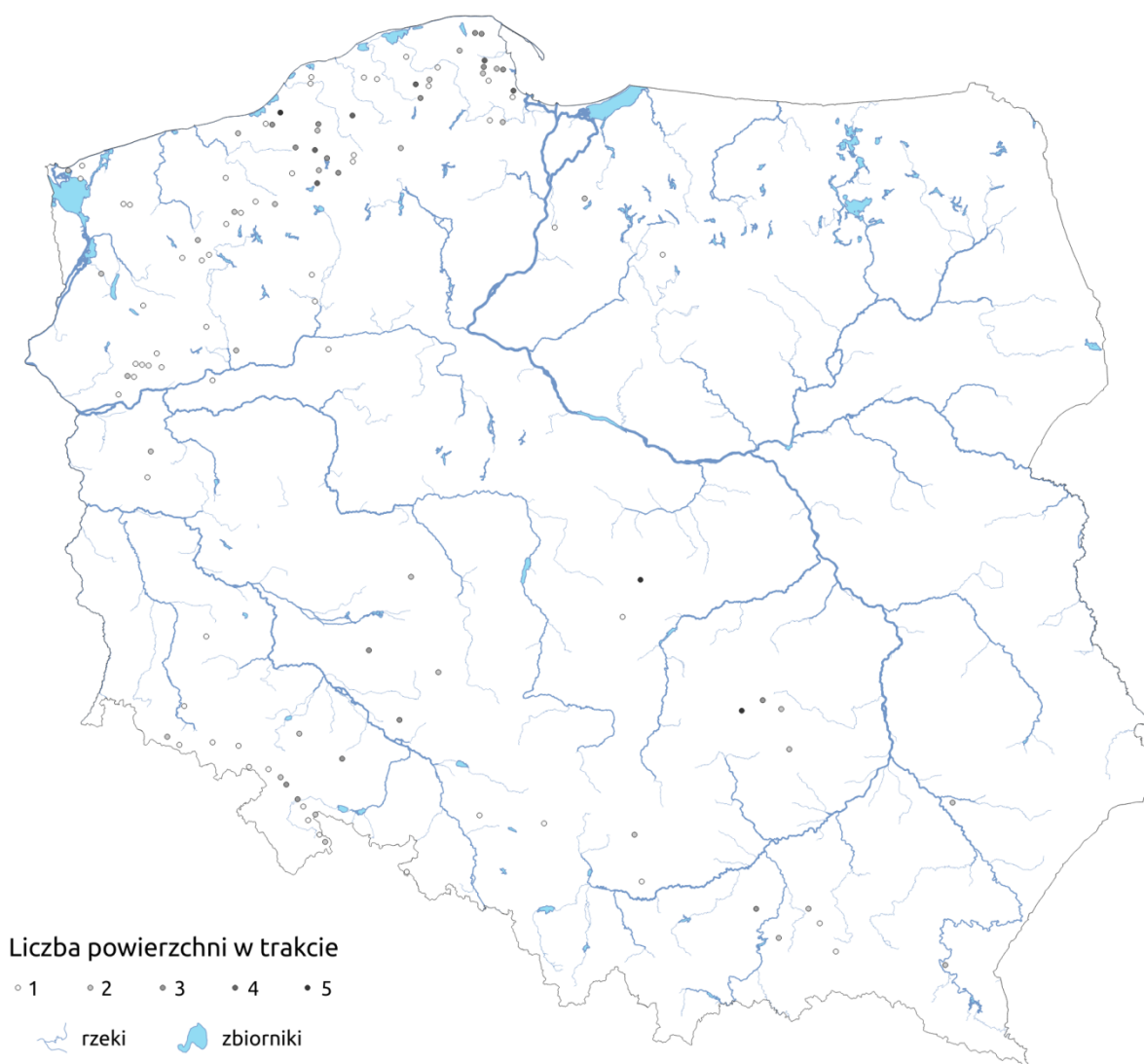
Na potrzeby wykonania oceny wykorzystano dane pochodzące z Banku Danych o Lasach (BDL) dostępne na stronie www.bdl.lasy.gov.pl (stan na 2021 rok) oraz zebrane w ramach Wielkoobszarowej Inwentaryzacji Stanu Lasu (WISL) – uwzględniono dane zebrane podczas ostatnich prac monitoringowych na danej powierzchni (dane z okresu 2017-2021 w zależności od powierzchni).

Metodyka niemiecka zakłada określenie typu siedliska przyrodniczego na każdej powierzchni monitoringowej BWI przy pomocy algorytmu (Kroiher i in. 2017). Jego użycie wymaga jednak informacji o składzie gatunkowym runa. Ponieważ w ramach WISL dane te nie są zbierane, użyciu algorytmu stało się niemożliwe. Powierzchnie do przeprowadzenia analizy zostały wytypowane na podstawie informacji o występowaniu siedliska przyrodniczego w opisie taksacyjnym wydzielenia leśnego w którym znajduje powierzchnia monitoringowa. Opis taksacyjny, aktualny na rok 2021, pochodził z BDL. Wybrano tylko te powierzchnie, które znajdowały się w całości w wydzieleniach z przypisanym jednym i tym samym typem siedliska przyrodniczego (9110, 9130, 9160 bądź 9170) na rodzaju użytku gruntowego „lasy i grunty leśne”. Tym samym wykluczono inne rodzaje gruntów na których las z definicji nie występuje oraz powierzchnie niejednorodne, niereprezentujące w całości danego typu siedliska przyrodniczego na podstawie danych taksacyjnych. Z analiz wykluczono również powierzchnie na których nie stwierdzono obecności żadnej warstwy drzewostanu przez wzgląd na brak większości danych koniecznych do przeprowadzenia oceny.

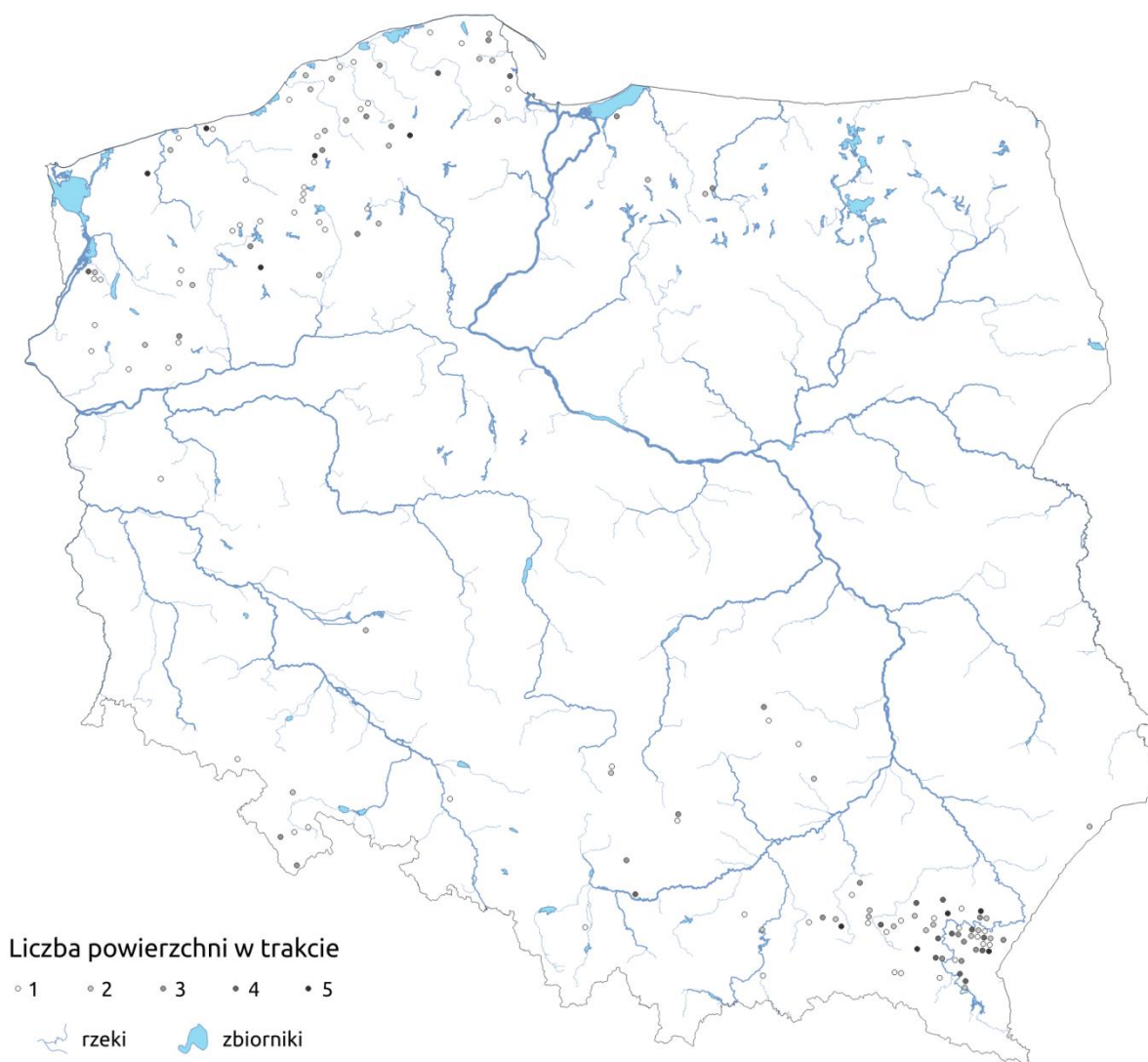
Ostatecznie otrzymana następująca liczba powierzchni WISL na podstawie których wykonano ocenę stanu ochrony siedliska przyrodniczego w regionie biogeograficznym kontynentalnym:

- 9110 – 264 powierzchnie próbne,
- 9130 - 336 powierzchni próbne,
- 9160 - 90 powierzchni próbnych,
- 9170 - 803 powierzchnie próbne.

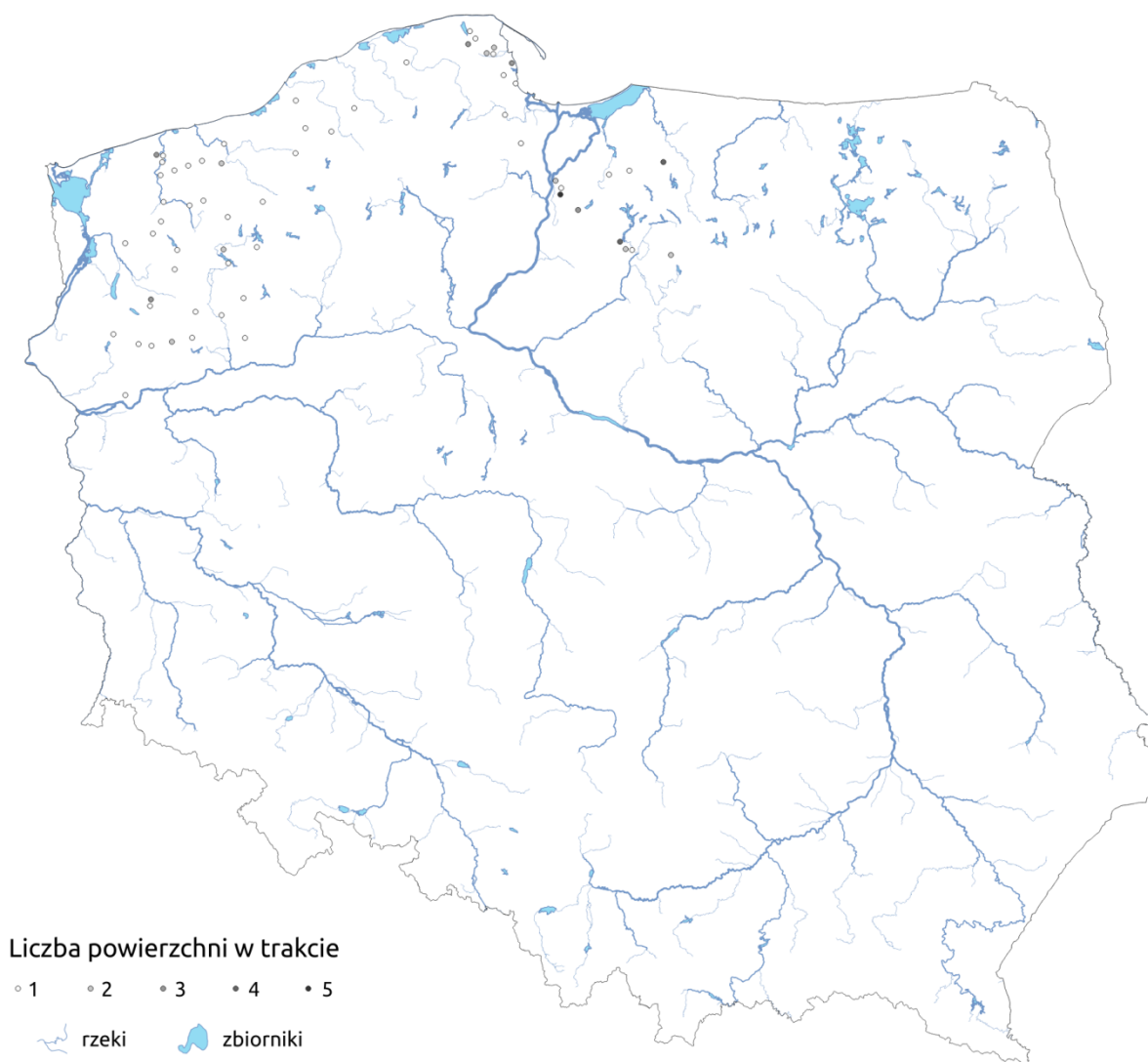
Rozmieszczenie powierzchni próbnych przedstawiają ryciny 10-13.



Ryc. 10. Rozmieszczenie powierzchni WISL na podstawie których wykonano ocenę stanu ochrony siedliska przyrodniczego 9110 w regionie biogeograficznym kontynentalnym.



Ryc. 11. Rozmieszczenie powierzchni WISL na podstawie których wykonano ocenę stanu ochrony siedliska przyrodniczego 9130 w regionie biogeograficznym kontynentalnym.



Ryc. 12. Rozmieszczenie powierzchni WISL na podstawie których wykonano ocenę stanu ochrony siedliska przyrodniczego 9160 w regionie biogeograficznym kontynentalnym.



Ryc. 13. Rozmieszczenie powierzchni WISL na podstawie których wykonano ocenę stanu ochrony siedliska przyrodniczego 9110 w regionie biogeograficznym kontynentalnym.

6.2.5.5. Wskaźniki w ramach parametru „struktura i funkcje”

6.2.5.5.1 Kryterium „struktura siedliska”

Ocena kryterium wyprowadzona zgodnie z metodyką (patrz Załącznik IV).

6.2.5.5.1 1. Struktura pionowa drzewostanu

Wskaźnik ocenia liczbę warstw drzewostanu. Metodyka przewiduje występowanie maksymalnie 3 warstw drzewostanu. Na potrzeby opracowania liczba warstw na powierzchni próbnej równa jest liczbie warstw do których zostały przypisane rosnące na niej drzewa przy czym przestoje, nasienniki i przedrosty zaliczono do warstwy I piętra, a warstwę złomów żywych pomijano, lub w przypadku braku występowania innych warstw uznawano za I piętro. Waloryzacja wskaźnika zgodnie z metodyką (Załącznik IV).

6.2.5.5.1 2. Martwe drewno

Metodyka niemiecka uwzględnia martwe drewno o grubości minimum 20cm (w grubszym końcu). W ocenie wskaźnika uwzględniono tylko martwe drewno o grubości wynoszącej w miejscu pomiaru przynajmniej 20cm niezależnie od długości. Waloryzacja wskaźnika zgodnie z metodyką (Załącznik IV).

6.2.5.5.1 3. Drzewa biocenotyczne

Za drzewa biocenotyczne uznawano:

1. drzewa o pierśnicy ≥ 80 cm w przypadku Bk, Db, Jw., Kl, Lp, Tp, i drzew iglastych;
2. drzewa o pierśnicy ≥ 40 cm w przypadku pozostałych gatunków;
3. drzewa o pierśnicy ≥ 40 cm niezależnie od gatunku, jeśli stwierdzono na nich:
 - a) rozkład drewna,
 - b) otwarte rany,
 - c) zamarty lub złamany wierzchołek bądź strzałę
 - d) wycieki żywicy, soków (gumozy).

Stosowano wielokrotną atrybucję cech (drzewo grube + uszkodzenia (niezależnie od liczby) = jedno drzewo). Waloryzacja wskaźnika zgodnie z metodyką (Załącznik IV).

6.2.5.5.1 4. Fazy rozwojowe

Przynależność do danej fazy rozwojowej określono na podstawie średniej pierśnicy dominującej warstwy drzewostanu pod względem pierśnicowego pola przekroju. Waloryzacja wskaźnika zgodnie z metodyką (Załącznik IV).

6.2.5.5.2. Kryterium „gatunki typowe”

Ocena kryterium wyprowadzona zgodnie z metodyką (patrz Załącznik IV).

6.2.5.5.2.1. Gatunki typowe – starodrzew

W oryginalnej metodyce wskaźnik nie jest oceniany w przypadku gdy nie występują starodrzew. Ponieważ w BWI pomiar drzewostanu i wyróżnianie starodrzewu odbywa się przy użyciu listewki Bitterlicha bez ograniczeń co do odległości od środka powierzchni (w WISL pomiaru pierśnic dokonuje się średnicomierzem na powierzchni kołowej a areale 400m²) i występowanie w waloryzacji progów odnoszących się do liczby gatunków i ich udziałów (różne prawdopodobieństwo wystąpienia gatunków w BWI i WISL) uznano, że wskaźnik nie może być użyty bez modyfikacji do oceny stanu siedliska przyrodniczego na podstawie danych pochodzących z WISL. Modyfikacja wskaźnika wykracza poza zakres tego zadania, przez co wskaźnik nie był oceniany.

6.2.5.5.2.2. Gatunki typowe - młody drzewostan

W oryginalnej metodyce wskaźnik nie jest oceniany w przypadku gdy nie występuje młody drzewostan (drzewa o wysokości od 0,2 do ok. 4m wysokości). W BWI młody drzewostan jest oceniany na okręgu ($r=10m$, $P=314m^2$) poprzez oszacowanie pokrycia warstwy oraz udziału wszystkich gatunków z tej warstwy. Natomiast w WISL młody drzewostan rejestrowany jest na powierzchni o areale $20m^2$ w trzech warstwach w tym jednej (drzewa i krzewy do wysokości 0,5m) na podstawie szacunku pokrycia w pozostałych (drzewa o wysokości powyżej 0,5m do 30mm pierśnicy i drzewa o pierśnicy w przedziale 30-70mm) na podstawie liczby drzew. W związku z powyższym uznano, że wskaźnik nie może być użyty bez modyfikacji do oceny stanu siedliska przyrodniczego na podstawie danych pochodzących z WISL. Modyfikacja wskaźnika wykracza poza zakres tego zadania, przez co wskaźnik nie był oceniany.

6.2.5.5.2.3. Gatunki typowe - drzewostan główny

Wskaźnik oceniono na podstawie udziału pierśnicowego pola przekroju poszczególnych gatunków drzew w pierśnicowym polu przekroju całego drzewostanu. Poszczególne gatunki przyporządkowano jako główne, domieszkowe i pionierskie na podstawie opracowania Czerepko i in. (2009). Waloryzacja wskaźnika zgodnie z metodyką (Załącznik IV).

6.2.5.5.3. Kryterium „upośledzenia”

Ocena kryterium wyprowadzona zgodnie z metodyką (patrz Załącznik IV).

6.2.5.5.3.1. Gatunki wskaźnikowe eutrofizacji

Wskaźnik oceniany tylko w przypadku oceny siedliska przyrodniczego 9110. W danych WISL nie ma informacji na temat składu gatunkowego runa, ale znajdują się informacje na temat pokrywy gleby. Na potrzeby opracowania przyjęto udział gatunków wskaźnikowych eutrofizacji na poziomie udziału na powierzchni A typu pokrywy silnie zachwaszczonej. Waloryzacja wskaźnika zgodnie z metodyką (Załącznik IV).

6.2.5.5.3.2. Inwazyjne rośliny zielne

Wskaźnik nie był oceniany przez wzgląd na brak informacji o roślinności runa w danych pozyskiwanych w ramach WISL.

6.2.5.5.3.3. Inwazyjne rośliny drzewiaste

Udział gatunków obcych inwazyjnych określono na podstawie ich sumarycznego udziału pierśnicowego pola przekroju w pierśnicowym polu przekroju drzewostanu na powierzchni próbnej. Gatunki uznano za inwazyjne na podstawie opracowania Tokarskiej-Guzik i in. (2012), były to następujące gatunki:

- *Acer negundo* (klon jesionolistny),
- *Padus serotina* (czeremcha amerykańska),
- *Quercus rubra* (dąb czerwony),
- *Robinia pseudacacia* (robinia akacyjowa).

Waloryzacja wskaźnika zgodnie z metodyką (Załącznik IV).

6.2.5.5.3.4. Uszkodzenia gleby

Jako uszkodzenia gleby uznano występowanie na powierzchni WISL podpowierzchni z rodzajem powierzchni:

- Rowy,
- Obiekty liniowe,
- Pas ppoż,
- Droga leśna,
- Kolejka leśna,
- Linia energetyczna,
- Miejsce turystyczne.

Waloryzacja wskaźnika opiera się na liczbie obiektów liniowych przechodzących przez powierzchnię próbną oraz obecności uszkodzeń gleby poza tymi obiektami, a dane te nie są zbierane w ramach WISL. Dlatego tego też waloryzacje wskaźnika oparto na wskaźniku „uszkodzenia gleby” z metodyki niemieckiej FFH-monitoring uwzględniając jedynie progi odnoszące się do udziału powierzchni uszkodzonej na powierzchni próbnej rezygnując tym samym z progów jakościowych uszkodzeń. Zatem wskaźnik zwaloryzowano w następujący sposób:

A – uszkodzenia gleby na $\leq 5\%$ powierzchni próbnej;

B – uszkodzenia gleby na $> 5\%$ i $\leq 10\%$ powierzchni próbnej;

C- uszkodzenia gleby na $> 10\%$ powierzchni próbnej.

6.2.5.6. Parametr „perspektywy ochrony”

Metoda określania parametru została ustalona przez KE i jest jednakowa we wszystkich porównywanych metodykach. Jednak źródła danych na których oparta jest ocena parametru są specyficzne dla poszczególnych krajów i wprost nieporównywalne pomiędzy nimi, zatem na terenie polski nie jest możliwe przeprowadzenie oceny parametru w oparciu o analogiczne źródła danych z innych krajów. Dlatego ocenę parametru zaczerpnięto z polskiego raportu do KE za lata 2013-2018 dla regionu kontynentalnego (Cieśla i in. 2021).

6.2.6. Polska

Ocenę w ramach ekspertyzy wykonano dla siedlisk 9110, 9130, 9160 i 9170 w oparciu o obowiązujące metodyki oceny stanu ochrony siedlisk (Mróz 2012b, 2015) oraz opracowaniu wyników monitoringu za lata 2013-2018 opublikowanym w ramach Biuletynu Monitoringu Środowiska (Cieśla i in. 2021).

6.2.6.1. Ocena ogólna „stanu ochrony siedliska” w regionie biogeograficznym

Zgodnie z metodyką.

6.2.6.2. Parametr „zasięg siedliska”

Metoda określania parametru została ustalona przez KE i jest jednakowa we wszystkich porównywanych metodykach. Jednak źródła danych na których oparta jest ocena parametru są specyficzne dla poszczególnych krajów i wprost nieporównywalne pomiędzy nimi, zatem na terenie polski nie jest możliwe przeprowadzenie oceny parametru w oparciu o analogiczne źródła danych z innych krajów. Dlatego ocenę parametru zaczerpnięto z polskiego raportu do KE za lata 2013-2018 dla regionu kontynentalnego (Cieśla i in. 2021).

6.2.6.3. Parametr „powierzchnia siedliska”

Metoda określania parametru została ustalona przez KE i jest jednakowa we wszystkich porównywanych metodykach. Jednak źródła danych na których oparta jest ocena parametru są specyficzne dla poszczególnych krajów i wprost nieporównywalne pomiędzy nimi, zatem na terenie polski nie jest możliwe przeprowadzenie oceny parametru w oparciu o analogiczne źródła danych z innych krajów. Dlatego ocenę parametru zaczerpnięto z polskiego raportu do KE za lata 2013-2018 dla regionu kontynentalnego (Cieśla i in. 2021).

6.2.6.4. Parametr „struktura i funkcje”

Zgodnie z krajową metodyką dla siedlisk 9110, 9130, 9160 i 9170 na podstawie 12 stanowisk monitoringowych w każdym siedlisku przyrodniczym..

6.2.4.5. Parametr „perspektywy ochrony”

Metoda określania parametru została ustalona przez KE i jest jednakowa we wszystkich porównywanych metodykach. Jednak źródła danych na których oparta jest ocena parametru są specyficzne dla poszczególnych krajów i wprost nieporównywalne pomiędzy nimi, zatem na terenie polski nie jest możliwe przeprowadzenie oceny parametru w oparciu o analogiczne źródła danych z innych krajów. Dlatego ocenę parametru zaczerpnięto z polskiego raportu do KE za lata 2013-2018 dla regionu kontynentalnego (Cieśla i in. 2021).

6.3. Wyniki monitoringu

Niniejsze opracowanie nie dotyczy porównania samych wartości cech na stanowiskach monitoringowych, nie mniej jednak by czytelnik mógł wyrobić sobie wyobrażenie o szeroko pojętej strukturze badanych siedlisk przedstawiono w Tabeli 20 statystyki opisowe wybranych badanych cech siedliska a ich zobrazowanie na Ryc. 14.

Tabela 20. Statystyki opisowe wybranych cech siedliska przyrodniczego wykorzystywanych w ocenie jego stanu ochrony. Grupy jednorodne (G) wyznaczono na podstawie testu Kruskala-Wallisa i testu post hoc Nemenyi (Pohlert 2021) – różne litery przy kodzie siedliska w ramach jednej zmiennej oznaczają różnice istotne statystycznie ($p < 0,05$). M – średnia arytmetyczna, SE – błąd standardowy średniej, Min - wartość minimalna, Q1 - pierwszy kwartył, Me - mediana, Q3 - trzeci kwartył, PZ (%) – udział procentowy powierzchni na których dana cecha nie występuje.

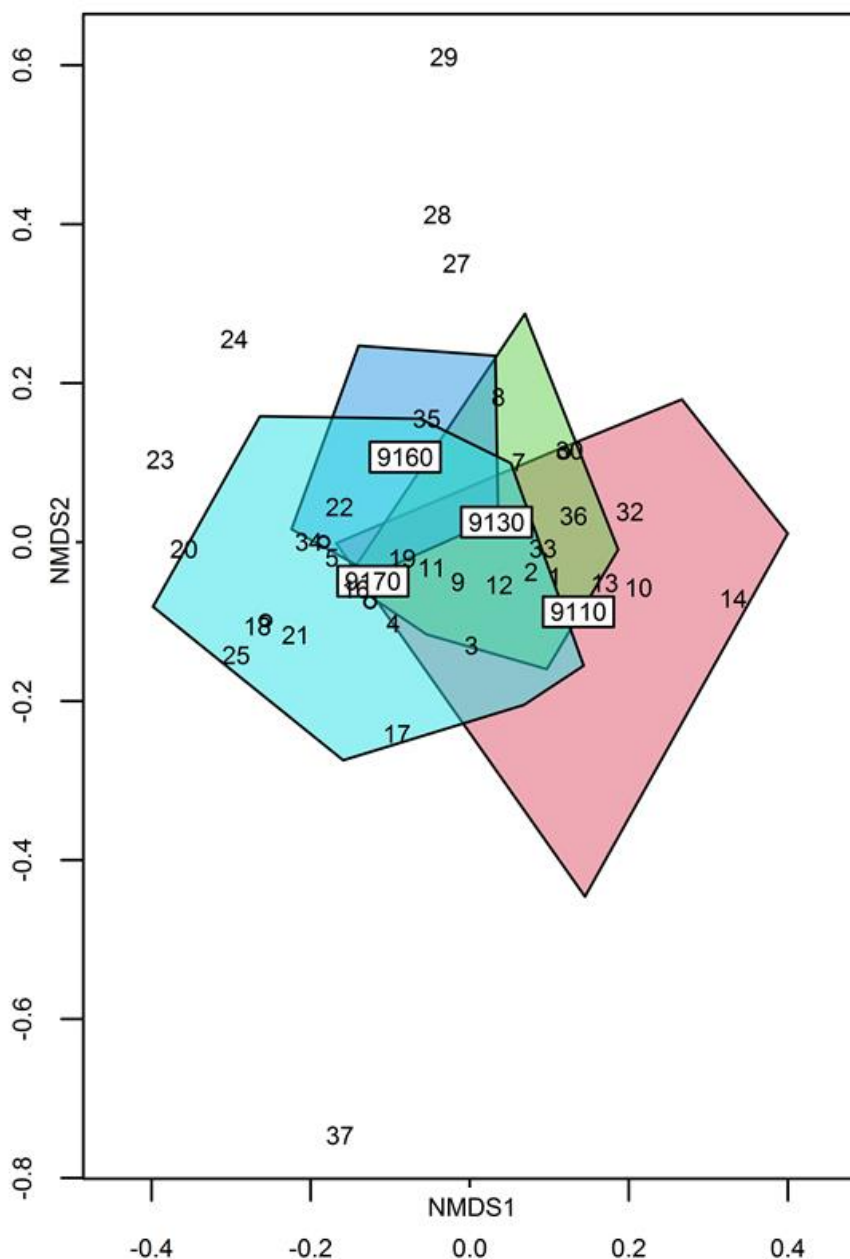
Nr	Wskaźnik	Siedlisko	G	M	SE	Min	Q1	Me	Q3	Max	PZ
1	Pokrycie (%) powierzchni przez drzewostan	9110	a	68,33	5,75	20,00	60,00	75,00	80,00	90,00	.
		9130	a	74,17	3,13	50,00	70,00	80,00	80,00	90,00	.
		9160	a	77,50	1,79	70,00	70,00	80,00	80,00	90,00	.
		9170	a	69,17	5,14	30,00	57,50	80,00	80,00	90,00	.
2	Sumaryczne pokrycie (%) gatunków z warstwy drzew	9110	a	82,25	7,31	17,80	74,68	85,05	92,73	122,60	.
		9130	a	85,03	8,14	37,70	62,60	85,10	106,23	140,30	.
		9160	a	111,69	7,76	82,70	91,38	102,80	125,90	160,20	.
		9170	a	97,58	6,71	52,70	86,18	101,45	107,28	137,80	.
3	Pokrycie (%) powierzchni przez warstwę krzewów	9110	a	9,17	3,12	1,00	5,00	5,00	6,25	40,00	.
		9130	a	18,42	5,28	1,00	8,75	10,00	25,00	60,00	.
		9160	a	20,92	5,19	1,00	5,00	20,00	30,00	50,00	.
		9170	a	13,83	3,35	1,00	5,00	10,00	20,00	40,00	.
4	Sumaryczne pokrycie (%) gatunków z warstwy krzewów	9110	a	9,50	4,35	0,10	5,00	5,10	5,13	55,30	.
		9130	ab	15,66	3,48	0,10	5,18	16,55	18,08	37,70	.
		9160	b	24,53	6,91	0,70	5,73	14,20	38,05	78,00	.
		9170	b	19,74	3,76	0,10	10,30	20,25	22,95	43,10	.
5	Pokrycie (%) powierzchni przez warstwę zielną	9110	a	7,17	3,36	1,00	1,00	3,00	5,00	40,00	.
		9130	ab	17,67	4,81	1,00	5,00	12,50	30,00	50,00	.
		9160	b	17,50	3,67	5,00	10,00	10,00	22,50	40,00	.
		9170	b	24,25	5,90	1,00	8,75	20,00	40,00	70,00	.
6	Sumaryczne pokrycie (%) gatunków z warstwy zielnej	9110	a	11,06	3,54	0,52	1,55	6,34	17,53	36,70	.
		9130	ab	25,74	7,12	1,55	8,01	18,20	36,10	77,50	.
		9160	b	50,28	8,95	9,30	28,30	40,20	72,93	107,60	.
		9170	b	44,84	9,09	1,70	17,78	40,16	69,83	104,90	.
7	Pokrycie (%) powierzchni przez warstwę mszystą	9110	a	5,17	2,40	1,00	1,00	1,00	5,00	30,00	.
		9130	a	1,67	0,45	1,00	1,00	1,00	1,00	5,00	.
		9160	a	7,50	2,62	1,00	1,00	5,00	10,00	30,00	.
		9170	a	3,67	1,68	1,00	1,00	1,00	2,00	20,00	.
8	Sumaryczne pokrycie (%) gatunków z warstwy	9110	a	6,65	3,70	0,50	0,58	1,25	5,68	45,90	.
		9130	a	1,41	0,58	0,10	0,45	0,60	0,85	5,80	.
		9160	a	12,38	4,64	0,30	0,73	5,60	16,98	45,70	.

Nr	Wskaźnik	Siedlisko	G	M	SE	Min	Q1	Me	Q3	Max	PZ
	mszystej	9170	a	5,05	2,63	0,20	0,40	0,45	3,23	27,80	.
9	Liczba gatunków roślin	9110	a	27,58	1,93	18,00	23,25	25,50	33,25	39,00	.
		9130	ab	45,92	4,68	20,00	31,25	51,00	59,25	64,00	.
		9160	b	59,08	5,63	37,00	44,25	58,50	66,00	108,00	.
		9170	b	52,83	5,86	23,00	36,50	54,00	61,75	93,00	.
10	Liczba gatunków roślin pod ochroną ścisłą i częściową	9110	a	2,33	0,58	0,00	0,75	2,50	3,25	6,00	25,00
		9130	a	1,17	0,34	0,00	0,00	1,00	2,00	4,00	33,33
		9160	a	2,08	0,66	0,00	0,75	1,50	3,00	8,00	25,00
		9170	a	1,33	0,38	0,00	0,00	1,00	2,00	4,00	33,33
11	Liczba gatunków starych lasów ¹	9110	a	7,00	0,79	3,00	4,75	7,00	9,00	12,00	.
		9130	b	20,75	2,22	6,00	14,75	21,50	26,25	32,00	.
		9160	b	23,00	2,77	12,00	16,75	21,00	28,00	48,00	.
		9170	b	21,58	2,28	9,00	17,00	20,50	28,25	33,00	.
12	Pokrycie (%) gatunków starych lasów w sumarycznym pokryciu gatunków z warstwy zielnej	9110	a	40,30	7,53	1,65	17,51	49,25	56,25	86,36	.
		9130	ab	66,26	6,12	19,40	63,58	75,32	79,79	83,10	.
		9160	ab	63,79	7,76	16,60	44,99	74,04	86,24	90,99	.
		9170	b	68,68	6,90	16,64	52,79	65,22	89,75	97,60	.
13	Liczba gatunków diagnostycznych ²	9110	a	8,25	0,45	6,00	7,00	8,50	9,00	11,00	.
		9130	a	8,42	0,95	1,00	7,00	8,00	9,50	15,00	.
		9160	b	4,58	0,26	3,00	4,00	5,00	5,00	6,00	.
		9170	b	3,42	0,29	2,00	2,75	4,00	4,00	5,00	.
14	Pokrycie (%) gatunków diagnostycznych w sumarycznym pokryciu gatunków z warstwy zielnej	9110	a	50,25	9,76	1,31	26,12	53,16	72,65	97,69	.
		9130	ab	36,09	6,85	2,95	12,11	37,15	56,47	66,35	.
		9160	b	14,94	4,67	0,65	4,54	12,69	18,78	59,55	.
		9170	b	13,40	4,43	0,43	0,95	7,74	18,67	44,54	.
15	Liczba gatunków obcych ekologicznie	9110	a	3,42	0,69	1,00	1,00	3,50	4,25	8,00	.
		9130	ab	6,83	1,20	1,00	2,75	7,50	9,75	12,00	.
		9160	b	8,08	1,47	2,00	4,00	7,50	10,50	20,00	.
		9170	ab	8,17	2,62	1,00	4,25	5,50	8,00	35,00	.
16	Pokrycie (%) gatunków obcych ekologicznie w sumarycznym pokryciu gatunków z warstwy zielnej	9110	a	0,14	0,06	0,00	0,02	0,03	0,19	0,60	8,33
		9130	a	0,17	0,07	0,00	0,02	0,08	0,16	0,76	8,33
		9160	a	0,11	0,03	0,00	0,02	0,07	0,16	0,34	.
		9170	a	0,17	0,07	0,00	0,01	0,04	0,22	0,79	8,33
17	Pokrycie (%) gatunków obcych ekologicznie w sumarycznym pokryciu gatunków z warstwy krzewów	9110	a	3,45	2,58	0,00	0,00	0,96	1,96	31,65	50,00
		9130	a	2,93	2,67	0,00	0,00	0,05	0,55	32,26	50,00
		9160	a	6,35	4,53	0,00	0,19	0,63	1,84	54,62	25,00
		9170	a	0,21	0,13	0,00	0,00	0,00	0,06	1,31	75,00
18	Pokrycie (%)	9110	a	8,82	2,94	0,00	0,10	3,22	17,41	25,68	25,00

Nr	Wskaźnik	Siedlisko	G	M	SE	Min	Q1	Me	Q3	Max	PZ
	gatunków obcych ekologicznie w sumarycznym pokryciu gatunków z warstwy drzew	9130	a	6,18	2,94	0,00	0,00	0,13	8,68	25,65	33,33
		9160	a	11,96	4,65	0,00	0,00	3,24	22,47	43,07	33,33
		9170	a	15,97	4,54	0,00	3,69	12,51	27,89	46,59	8,33
19	Liczba gatunków obcych geograficznie	9110	ab	1,42	0,26	0,00	1,00	1,50	2,00	3,00	16,67
		9130	a	2,33	0,41	1,00	1,00	2,00	3,25	5,00	.
		9160	a	2,17	0,41	0,00	1,00	2,00	3,00	5,00	8,33
		9170	b	1,58	1,05	0,00	0,00	0,50	1,00	13,00	50,00
20	Pokrycie (%) gatunków obcych geograficznie w sumarycznym pokryciu gatunków z warstwy zielnej	9110	a	0,53	0,41	0,00	0,08	0,10	0,20	5,00	16,67
		9130	a	3,43	1,95	0,00	0,01	0,20	1,44	17,60	16,67
		9160	a	2,87	1,51	0,00	0,10	0,15	5,05	17,90	8,33
		9170	a	5,30	4,40	0,00	0,00	0,00	1,33	53,30	58,33
21	Pokrycie (%) gatunków obcych geograf. w sumarycznym pokryciu gatunków z war. krzewów	9110	ab	3,45	2,58	0,00	0,00	0,96	1,96	31,65	50,00
		9130	ab	0,17	0,10	0,00	0,00	0,00	0,14	1,11	66,67
		9160	a	11,96	4,65	0,00	0,00	3,24	22,47	43,07	33,33
		9170	b	0,19	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	1,31	83,33
22	Pokrycie (%) gatunków obcych geograficznie ³ w sumarycznym pokryciu gatunków z war. drzew	9110	a	3,72	2,14	0,00	0,00	0,04	1,85	21,79	50,00
		9130	a	2,56	2,08	0,00	0,00	0,06	0,22	25,02	41,67
		9160	a	6,69	3,08	0,00	0,00	0,23	8,31	29,37	33,33
		9170	a	0,32	0,30	0,00	0,00	0,00	0,02	3,63	75,00
23	Liczba gatunków inwazyjnych ³	9110	a	0,25	0,13	0,00	0,00	0,00	0,25	1,00	75,00
		9130	a	0,67	0,22	0,00	0,00	0,50	1,00	2,00	50,00
		9160	a	0,83	0,21	0,00	0,00	1,00	1,00	2,00	33,33
		9170	a	1,33	0,90	0,00	0,00	0,00	1,00	11,00	58,33
24	Pokrycie (%) gatunków inwazyjnych w sumarycznym pokryciu gatunków z warstwy zielnej	9110	a	0,57	0,52	0,00	0,00	0,00	0,07	6,25	75,00
		9130	a	13,22	7,37	0,00	0,00	0,01	8,09	76,12	50,00
		9160	a	2,35	1,17	0,00	0,00	0,19	2,44	12,29	33,33
		9170	a	8,88	6,30	0,00	0,00	0,00	3,54	75,53	58,33
25	Liczba gatunków ekspansywnych ⁴	9110	a	1,17	0,46	0,00	0,00	0,50	2,00	5,00	50,00
		9130	ab	3,92	0,83	0,00	1,50	4,50	5,25	8,00	25,00
		9160	b	5,42	1,32	0,00	2,25	5,50	8,00	15,00	25,00
		9170	b	5,50	1,57	0,00	3,25	4,00	6,00	20,00	8,33
26	Pokrycie (%) gatunków ekspansywnych w sumarycznym pokryciu gatunków z warstwy zielnej	9110	a	7,24	4,82	0,00	0,00	0,27	6,47	58,69	50,00
		9130	a	3,35	1,00	0,00	0,49	1,60	7,10	9,30	25,00
		9160	a	6,66	2,45	0,00	0,59	3,08	9,18	26,70	25,00
		9170	a	7,54	4,06	0,00	0,82	1,07	3,60	41,09	8,33
27	Martwe drewno	9110	a	15,23	6,53	0,52	1,04	4,25	17,30	71,42	.

Nr	Wskaźnik	Siedlisko	G	M	SE	Min	Q1	Me	Q3	Max	PZ
	o grubości >7cm (m3/ha)	9130	a	17,03	8,85	0,00	0,93	9,42	13,02	109,97	8,33
		9160	b	63,30	17,03	2,52	13,10	49,12	89,94	208,64	.
		9170	ab	53,25	21,03	0,33	5,16	15,73	90,06	205,68	.
28	Martwe drewno o grubości >20cm i długości >2m (m3/ha)	9110	a	10,02	4,28	0,00	0,00	1,80	15,65	39,61	41,67
		9130	a	10,81	6,41	0,00	0,28	3,04	9,40	79,02	25,00
		9160	b	33,63	8,52	5,12	14,79	18,11	46,48	90,12	.
		9170	ab	34,32	17,56	0,00	0,00	1,66	41,04	199,07	33,33
29	Martwe drewno wielkowymiarow e szt./ha	9110	a	2,50	1,34	0,00	0,00	0,00	1,88	12,50	75,00
		9130	a	1,04	0,65	0,00	0,00	0,00	0,63	7,50	75,00
		9160	a	10,83	3,63	0,00	0,00	5,00	16,25	40,00	33,33
		9170	a	6,25	3,26	0,00	0,00	1,25	3,75	30,00	50,00
30	Mikrosiedliska drzewne (szt./ha)	9110	a	40,63	6,67	12,50	23,13	35,00	55,63	82,50	.
		9130	a	30,42	2,73	15,00	25,63	32,50	35,00	47,50	.
		9160	b	85,00	11,06	40,00	52,50	85,00	103,75	155,00	.
		9170	a	19,58	4,62	0,00	8,75	15,00	28,13	55,00	8,33
31	Liczba drzew biocenotycznych (szt./ha)	9110	a	24,38	3,14	12,50	16,25	21,25	32,50	47,50	.
		9130	a	20,63	2,24	5,00	16,88	21,25	25,63	32,50	.
		9160	b	59,58	7,94	20,00	35,00	60,00	71,25	120,00	.
		9170	a	12,50	3,17	0,00	5,00	7,50	16,25	40,00	8,33
32	Liczba drzew z dziuplami i/lub zgnilizną (r=15m)	9110	a	81,39	13,88	23,59	47,18	63,69	116,77	165,13	.
		9130	ab	47,57	6,02	14,15	36,57	44,82	57,80	89,64	.
		9160	a	79,03	12,63	0,00	55,44	96,72	109,70	127,39	8,33
		9170	b	27,13	5,57	0,00	12,97	25,95	33,03	66,05	8,33
33	Wiek najstarszych drzew (na podstawie opisu taksacyjnego)	9110	a	136,25	8,59	96,00	112,50	127,50	159,25	186,00	.
		9130	a	122,50	8,59	63,00	109,00	129,00	142,25	161,00	.
		9160	a	142,58	10,39	70,00	123,00	151,00	166,75	186,00	.
		9170	a	129,83	19,11	76,00	87,00	95,50	152,00	291,00	.
34	Liczba gatunków roślin drzewiastych stanowiących pożytek pszczeli (r=5m)	9110	a	0,44	0,15	0,00	0,00	0,33	0,67	1,67	41,67
		9130	a	1,06	0,29	0,33	0,33	0,67	1,08	3,67	.
		9160	b	3,25	0,37	1,00	2,58	3,00	3,83	5,67	.
		9170	b	2,72	0,46	1,00	1,83	2,50	2,83	6,67	.
35	Średnia liczba gatunków wskaźnikowych ⁵ (r=15m)	9110	a	0,25	0,08	0,00	0,00	0,33	0,33	1,00	41,67
		9130	a	0,33	0,15	0,00	0,00	0,17	0,33	1,67	50,00
		9160	b	1,19	0,26	0,00	0,67	0,83	1,58	3,00	8,33
		9170	b	0,89	0,25	0,00	0,25	0,83	1,17	2,67	25,00
36	Liczba drzew o pierśnicy >40cm (szt./ha lasu)	9110	a	90,04	8,10	28,31	70,77	99,08	106,16	127,39	.
		9130	a	95,93	17,58	4,72	56,62	99,08	143,90	179,29	.
		9160	a	98,29	11,97	0,00	95,54	110,88	119,13	150,98	8,33
		9170	a	59,76	12,02	9,44	25,95	51,90	90,82	141,54	.
37	Uszkodzenia gleby – rozjeżdżanie (% pokrycia powierzchni)	9110	a	6,92	5,10	0,00	0,00	0,00	1,00	60,00	58,33
		9130	a	1,67	1,22	0,00	0,00	0,50	1,00	15,00	50,00
		9160	a	0,08	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	91,67
		9170	a	6,83	4,47	0,00	0,00	0,00	1,00	40,00	66,67

1. Za opracowaniem Dzwonko i Loster (2001).
2. Gatunki charakterystyczne i wyróżniające dla zespołu roślinnego wchodzącego w skład danego typu siedliska przyrodniczego za Matuszkiewiczem (2007).
3. Za opracowaniem Tokarska Guzik i in. (2012).
4. Za przewodnikiem metodycznym Mróz (2012b, 2015).
5. Według metodyki duńskiej (Załącznik III).



Ryc. 14. Zróznicowanie stanowisk monitoringowych pod względem wybranych cech siedlisk przyrodniczych (zmienne siedliskowe przedstawiono w postaci liczb, nazwy zmiennych zgodnie z Tab. 20). Analiza NMDS oparta na odległości Braya-Curtisa (odzworowanie 2D, Stress = 0,23). Odległość między poszczególnymi elementami wykresu odzwierciedla ich niepodobieństwo (im odległość większa tym podobieństwo mniejsze).

Różnice w uporządkowaniu stanowisk monitoringowych w przestrzeni ordynacyjnej pomiędzy typami siedlisk przyrodniczych sprawdzono stosując permutacyjną analizę

wariancji PERMANOVA (funkcja „adonis”, pakiet „vegan” (Oksanen i in. 2020)). Wynik permutacyjnego testu (999 iteracji) jednorodności dyspersji (funkcja „betadisper” w pakiecie „vegan”, miara niepodobieństwa Braya-Curtisa) pomiędzy różnymi typami siedlisk przyrodniczych jest nieistotny statystycznie, ($F=1,027$; $p=0,390$) a zatem wariancja w obrębie siedlisk nie różni się istotnie statystycznie. Zatem zostało spełnione podstawowe założenie permutacyjnej analizy wariancji. Ta z kolei wykazała występowanie różnic istotnych statystycznie ($p<0,05$) w uporządkowaniu stanowisk monitoringowych w przestrzeni ordynacyjnej pomiędzy typami siedlisk przyrodniczych (Tab. 21), a test post hoc (pakiet „RVAideMemoire” (Hervé 2020), funkcja „pairwise.perm.manova”) wskazał różnice we wszystkich kombinacjach par za wyjątkiem pary 9110 vs 9170.

Tabela 21. Wynik analizy PERMANOVA przedstawiający istotność różnic uprządkowania stanowisk monitoringowych w przestrzeni ordynacyjnej pomiędzy typami siedlisk przyrodniczych.

	Df	SumsOfSqs	MeanSqs	F.Model	R2	Pr(>F)
Siedlisko	3	0,679	0,226	4,202	0,223	0,001
Residuals	44	2,370	0,054	0,777		
Total	47	3,048	1,000			

Udział cech siedliska w zmienności międzygrupowej pomiędzy typami siedlisk przyrodniczych w uporządkowaniu stanowisk monitoringowych przy użyciu funkcji „simper” (pakiet „vegan”) przedstawia tabela 22.

Tabela 22. Udział cech siedliska w zmienności międzygrupowej pomiędzy typami siedlisk przyrodniczych w uporządkowaniu stanowisk monitoringowych. Tylko wyniki istotne statystycznie ($p<0,05$) na podstawie testu permutacyjnego opartego na 999 iteracjach.

Kontrast	Cecha siedliska	Udział w zmienności (%)
9110 vs 9130	Pokrycie (%) gatunków starych lasów w sumarycznym pokryciu gatunków z warstwy zielnej	6,9
	Pokrycie (%) gatunków diagnostycznych w sumarycznym pokryciu gatunków z warstwy zielnej	6,9
	Liczba gatunków starych lasów	2,7
9110 vs 9160	Mikrosiedliska drzewne (szt./ha)	7,3
	Pokrycie (%) gatunków diagnostycznych w sumarycznym pokryciu gatunków z warstwy zielnej	6,1
	Sumaryczne pokrycie (%) gatunków z warstwy zielnej	5,8
	Liczba drzew biocenotycznych (szt./ha)	5,3
	Liczba gatunków roślin	4,5
	Liczba gatunków starych lasów	2,3
	Pokrycie (%) gatunków obcych geograf, w sumarycznym pokryciu gatunków z war, krzewów	2,0
	Liczba gatunków roślin drzewiastych stanowiących pożytek pszczeni ($r=5m$)	0,4
	Średnia liczba gatunków wskaźnikowych ⁵	0,1
9110 vs 9170	Liczba drzew z dziuplami i/lub zgnilizną ($r=15m$)	9,1
	Wiek najstarszych drzew (na podstawie opisu taksacyjnego)	8,4

	Pokrycie (%) gatunków diagnostycznych w sumarycznym pokryciu gatunków z warstwy zielnej	6,6
	Pokrycie (%) gatunków starych lasów w sumarycznym pokryciu gatunków z warstwy zielnej	5,7
	Sumaryczne pokrycie (%) gatunków z warstwy zielnej	5,4
	Liczba gatunków roślin	4,0
	Pokrycie (%) powierzchni przez drzewostan	3,1
	Pokrycie (%) powierzchni przez warstwę zielną	3,1
	Liczba gatunków starych lasów	2,2
	Uszkodzenia gleby – rozjeżdżanie (% pokrycia powierzchni)	1,9
	Liczba gatunków diagnostycznych	0,8
	Liczba gatunków roślin drzewiastych stanowiących pożytek pszczeli (r=5m)	0,4
9130 vs 9160	Mikrosiedliska drzewne (szt./ha)	8,1
	Liczba drzew biocenotycznych (szt./ha)	5,8
	Pokrycie (%) gatunków obcych geograf, w sumarycznym pokryciu gatunków z war, krzewów	1,9
	Liczba gatunków roślin drzewiastych stanowiących pożytek pszczeli (r=5m)	0,4
	Średnia liczba gatunków wskaźnikowych	0,2
9130 vs 9170	Liczba drzew o pierśnicy >40cm (szt./ha lasu)	11,8
	Wiek najstarszych drzew (na podstawie opisu taksacyjnego)	9,1
	Pokrycie (%) powierzchni przez warstwę zielną	3,5
	Pokrycie (%) gatunków inwazyjnych w sumarycznym pokryciu gatunków z warstwy zielnej	3,1
	Liczba gatunków diagnostycznych	1,0
	Liczba gatunków obcych geograficznie	0,4
	Liczba gatunków inwazyjnych	0,2
9160 vs 9170	Mikrosiedliska drzewne (szt./ha)	9,1
	Liczba drzew biocenotycznych (szt./ha)	6,5
	Pokrycie (%) gatunków obcych geograf, w sumarycznym pokryciu gatunków z war, krzewów	1,7
	Martwe drewno wielkowymiarowe szt./ha	1,6

6.3.1. Czechy

6.3.1.1. 9110 – *Kwaśne buczyny*

Monitorowane siedlisko na większości stanowisk charakteryzuje się dużą odrębnością fitosocjologiczną i nie stwarza problemów w identyfikacji typu siedliska przyrodniczego (Tab. 23). Nie mniej jednak lista gatunków specyficznych jest stosunkowo uboga – zaledwie 3 płaty otrzymały ocenę „P”. Drzewostany posiadają złożoną budowę piętrową przy czym dolne piętro jest raczej luźne lub tworzy je warstwa podrostu. Na co trzeciej powierzchni nie stwierdzono obecności martwego drewna, ale na co czwartej występują duże jego zasoby. Objawy degradacji stwierdzono na 50% płatów siedliska, przy czym w dwóch jest ona średnia a na jednym wyraźna. Przyczyną degradacji są gatunki obce oraz ekspansywne rośliny zielne w tym gatunki porębowe. Co czwarte stanowisko wyróżnia się na tle regionu (wskaźnik „rola płatu siedliska w regionie”) głównie poprzez obecność starodrzewu, martwego drewna, drzew biocenotycznych i złożoną budowę pionową drzewostanu. Głównie przez wzgląd na ocenę wskaźnika „gatunki typowe” parametr „struktura i funkcje” na większości stanowiska został oceniony jako niezadawalający i otrzymał tę samą ocenę na poziomie regionu biogeograficznego. Ocena parametru „perspektywy ochrony” w regionie biogeograficznym wynika z zarejestrowania średniej (DG=2) i silniej (DG=3) degradacji łącznie na 25% badanych stanowisk. Tym samym stan ochrony siedliska przyrodniczego w regionie biogeograficznym jest niezadawalający.

Tabela 23. Wyniki prac monitoringowych w siedlisku przyrodniczym 9110 wg metodyki czeskiej (numeracja zgodnie z porządkiem alfabetycznym nazw stanowisk PMS).

Wskaźnik		Numer płatu												Udział (%)
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
Rozpoznawalność siedliska (RB)	V		V	V	V	V	V	V	V	V	V	V		83,3
	P	9130												8,3
	F												F	8,3
	W													0,0
Struktura drzewostanu (SD)	M													0,0
	S		S											8,3
	Q			Q					Q		Q	Q	Q	41,7
	D	D						D						16,7
	R				R					R				16,7
	P					P	P							16,7
	K													0,0
Martwe drewno (MD)	0				0			0	0				0	33,3
	1	1	1	1						1	1			41,7
	2					2	2					2		25,0
	3													0,0
	4													0,0
Degradacja (DG)	0					0	0		0	0	0	0		50,0
	1		1	1				1						25,0
	2	2											2	16,7
	3				3									8,3
Rola płatu siedliska w regionie (RH)	1	1	1	1	1			1	1	1	1		1	75,0
	2													0,0
	3					3	3					3		25,0
	4													0,0
Gatunki typowe (TD)	P											P		8,3
	MP	MP	MP	MP	MP	MP	MP	MP	MP	MP	MP		MP	91,7
	N													0,0
Struktura i funkcje na stanowisku	P					P	P					P		25,0
	MP	MP	MP	MP				MP	MP	MP	MP			58,3
	N				N								N	16,7
Struktura i funkcje w regionie														U1
Perspektywy ochrony w regionie														U1
Zasięg siedliska w regionie														FV
Powierzchnia siedliska w regionie														FV
Ocena ogólna w regionie														U1

Opis użytych skrótów na następnej stronie, szczegółowe objaśnienia patrz Załącznik II.

Rozpoznawalność siedliska

V – odrębne, niewątpliwie dające się sklasyfikować siedlisko.

P – siedlisko przejściowe, jest możliwe do sklasyfikowania, ale występują gatunki diagnostyczne innych siedlisk. W wierszu podano do którego siedliska płat nawiązuje.

F – przynależność do danego siedliska jest niewyraźna (za to do wyższej jednostki tak). Stopień typowy dla fitosocjologicznie nieodrębnej roślinności i stadiów początkowych.

W – siedlisko przyrodnicze z wyraźną tendencją do siedlisk grupy formacji „X” (antropogenicznych). Zwykle wysoki stopień degradacji, gatunków diagnostycznych brakuje lub występują w znikomej ilości (zwykle młodniki z ubogim runem lub całkowicie bez runa).

Struktura drzewostanu

M – młodniki do wysokości 5(7) m niezależnie od struktury pionowej.

S – drzewostan w tym samym wieku i tej samej wysokości.

Q – roślinność wielopiętrowa lub roślinność z niedorozwiniętymi piętrami – piętra z niewielkimi różnicami wysokości lub bardziej zróżnicowane, ale mocno niespójne.

D – roślinność wyraźnie dwupiętrowa, dolne piętro składa się zwykle z młodych drzew lub krzewów (wyróżniane gdy krzewy powyżej 1,3 m wysokości pokrywają >25% płatu)

R – mozaika drzewostanów o różnym wieku lub wysokości (ostęp).

P – dwa lub więcej pięter drzew (lub dwa piętra drzew i jedno piętro krzewów).

K – roślinność po katastrofie, pożarze, obumarła w wyniku długotrwałego zalania wodą itp.

Martwe drewno

0 – martwe drewno nie występuje lub występuje w znikomej ilości,

1 – porożrzucane lub przewrócone martwe drzewo,

2 – dużo stojących lub przewróconych martwych drzew,

3 – las po katastrofie (np. korniki, zanieczyszczenia, las po pożarze itp.),

4 – powalony drzewostan.

Degradacja

0 – siedlisko bez wyraźnych oznak degradacji lub poziom degradacji jest znikomy.

1 – lekka eutrofizacja lub inna degradacja, np. spowodowana brakiem zagospodarowania lub zarastaniem itp., obecność gatunków synantropijnych do max. 10% pokrycia.

2 – średnia degradacja lub degradacja zróżnicowana przestrzennie. Eutrofizacja, brak zagospodarowania lub zarastanie, gatunki synantropijne z 10-30% pokryciem.

3 – wyraźna eutrofizacja, silna degradacja spowodowana albo brakiem zagospodarowania albo intensywnym użytkowaniem. Pokrycie przez gatunki synantropijne powyżej 30%.

Rola płatu siedliska w regionie

Ocena na skali porządkowej w zakresie 1 – 4 (1 – rola płatu siedliska najniższa) uwzględnia przede wszystkim:

- rzadkość w rejonie fitogeograficznym, występowanie na granicy zasięgu itp.,
- występowanie gatunków chronionych, zagrożonych lub znaczących fitogeograficznie,
- złożoność budowy pionowej,
- bogactwo gatunkowe płatu,
- reprezentatywność określonego zespołu,
- potrzebę objęcia płatu formy ochrony.

Gatunki typowe/ Struktura i funkcje na stanowisku

P – stan wskaźnika/parametru korzystny

MP – stan wskaźnika/parametru mniej korzystny

N – stan wskaźnika/parametru niekorzystny

6.3.1.2. 9130 – Żyzne buczyny

Prace monitoringowe według metodyki czeskiej wykazały, że siedlisko przyrodnicze 9130 tylko w 7 z 12 badanych płatów było siedliskiem odrębnym nie stwarzających problemów przy identyfikacji (Tab. 24). Najczęściej monitorowane płaty znajdowały się w mozaice z kwaśnymi buczynami. Liczba „gatunków typowych” została określona jako korzystna na 5 z 12 płatów. Struktura drzewostanu jest w co czwartym płacie jednolita pod względem wieku i wysokości, a więc uproszczona. Zasoby martwego drewna, choć niezbyt liczne, występują dość równomiernie w monitorowanych płatach siedliska. Oznaki degradacji stwierdzono w 75% płatów, przy czym w co trzecim płacie była ona średnia ($DG=2$), a jej powodem była przede wszystkim obecność gatunków obcych. Dwa płaty siedliska wyróżniają się pozytywnie na tle regionu (wskaźnik „rola płatu siedliska w regionie”) poprzez obecność starodrzewu, złożoną budowę pionową drzewostanu i skład gatunkowy runa. Stan parametru „struktura i funkcje” został określony na 5 stanowiskach jako korzystny, a na pozostałych siedmiu jako mniej korzystny. Według przyjętych kryteriów stan parametru „perspektywy ochrony” oraz „struktura i funkcje” na poziomie regionie biogeograficznego należy określić jako niekorzystny (U1) co jednocześnie warunkuje ocenę U1 stanu ochrony siedliska przyrodniczego w regionie biogeograficznym.

Tabela 24. Wyniki prac monitoringowych w siedlisku przyrodniczym 9130 wg metodyki czeskiej (numeracja zgodnie z porządkiem alfabetycznym nazw stanowisk PMS).

Wskaźnik		Numer płatu												Udział (%)
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
Rozpoznawalność siedliska (RB)	V		V	V	V	V		V				V	V	58,3
	P	9110							9110	9110	9110			33,3
	F						F							8,3
	W													0,0
Struktura drzewostanu (SD)	M													0,0
	S				S				S	S		S		33,3
	Q					Q					Q		Q	25,0
	D		D	D				D						25,0
	R	R					R							16,7
	P													0,0
	K													0,0
Martwe drewno (MD)	0		0		0					0				25,0
	1	1		1		1	1	1	1		1			58,3
	2											2	2	16,7
	3													0,0
	4													0,0
Degradacja (DG)	0	0	0		0									25,0
	1			1				1	1	1			1	41,7
	2					2	2				2	2		33,3
	3													0,0
Rola płatu siedliska w regionie (RH)	1	1					1	1	1	1	1			50,0
	2		2	2		2						2		33,3
	3				3								3	16,7
	4													0,0
Gatunki typowe (TD)	P		P	P	P	P		P			P	P		58,3
	MP	MP					MP		MP	MP			MP	41,7
	N													0,0
Struktura i funkcje na stanowisku	P		P	P	P			P					P	41,7
	MP	MP				MP	MP		MP	MP	MP	MP		58,3
	N													0,0
Struktura i funkcje w regionie														U1
Perspektywy ochrony w regionie														U1
Zasięg siedliska w regionie														FV
Powierzchnia siedliska w regionie														FV
Ocena ogólna w regionie														U1

Oznaczenia tak jak w Tabeli 23.

6.3.1.3. 9170 – *Grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny*

Prace monitoringowe według metodyki czeskiej wykazały, że siedlisko przyrodnicze 9170 w 8 z 12 badanych płatów było siedliskiem odrębnym nie stwarzających problemów przy identyfikacji (Tab. 25). Jednocześnie co trzecie monitorowany płat siedliska stwarzał problemy diagnostyczne będące efektem występowania młodych stadiów rozwojowych lasu w postaci odnowienia na zakładanych zrębach lub gęstych drągowin z dominacją gatunków mezotroficznych w runie. Drzewostanu posiadają przeważnie złożoną budowę piętrową przy czym dolne piętro jest raczej luźne lub tworzy je warstwa podrostu. Martwe drewno występuje w 75% monitorowanych płatów, niekiedy bardzo obficie. Oznaki degradacji stwierdzono na 5 z 12 płatów, przy czym w dwóch przypadkach była ona silna (DG=3) i wiązała się z występowaniem gatunków obcych i rodzimych ekspansywnych roślin zielnych na zrębie oraz ekspansją apofitów w wyniku rozpadu drzewostanu na skutek gradacji kornika drukarza. Większość monitorowanych płatów siedliska wyróżniają się pozytywnie na tle regionu (wskaźnik „rola płatu siedliska w regionie”) poprzez obecność starodrzewu, złożoną budowę pionową drzewostanu, zasoby martwego drewna i skład gatunkowy runa. Udział płatów w poszczególnych stopniach ocen wskaźnika „gatunki typowe” jest mało zróżnicowany. Stan parametru „struktura i funkcje” został określony na 6 stanowiskach jako „korzystny”, a na pozostałych jako „mniej korzystny” i „niekorzystny” – po 3 płaty. Według przyjętych kryteriów stan parametru „perspektywy ochrony” na poziomie regionie biogeograficznego należy określić jako niekorzystny (U1) a „struktura i funkcje” jako zły (U2) co jednocześnie warunkuje ocenę U2 stanu ochrony siedliska przyrodniczego w regionie biogeograficznym.

Tabela 25. Wyniki prac monitoringowych w siedlisku przyrodniczym 9170 wg metodyki czeskiej (numeracja zgodnie z porządkiem alfabetycznym nazw stanowisk PMS).

Wskaźnik		Numer płatu												Udział (%)
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
Rozpoznawalność siedliska (RB)	V			V	V	V	V			V	V	V	V	66,7
	P													0,0
	F	F	F					F	F					33,3
	W													0,0
Struktura drzewostanu (SD)	M													0,0
	S													0,0
	Q	Q	Q	Q	Q		Q	Q	Q	Q				66,7
	D													0,0
	R													0,0
	P					P					P	P		25,0
	K												K	8,3
Martwe drewno (MD)	0				0		0	0						25,0
	1	1	1	1					1	1				41,7
	2					2					2	2		25,0
	3												3	8,3
	4													0,0
Degradacja (DG)	0		0	0	0	0	0				0	0		58,3
	1							1		1				16,7
	2	2												8,3
	3								3				3	16,7
Rola płatu siedliska w regionie (RH)	1		1	1				1	1	1				41,7
	2	2			2		2							25,0
	3					3					3		3	25,0
	4											4		8,3
Gatunki typowe (TD)	P						P			P	P		P	33,3
	MP	MP		MP	MP	MP						MP		41,7
	N		N					N	N					25,0
Struktura i funkcje	P					P	P			P	P	P		41,7
	MP	MP		MP	MP									25,0
	N		N					N	N				N	33,3
Struktura i funkcje w regionie														U2
Perspektywy ochrony w regionie														U1
Zasięg siedliska w regionie														FV
Powierzchnia siedliska w regionie														FV
Ocena ogólna w regionie														U2

Oznaczenia tak jak w Tab 23.

6.3.2. Dania

6.3.2.1. 9110 – *Kwaśne buczyny*

Na wszystkich stacjach wartość wskaźnika „liczba gatunków wskaźnikowych” została oceniona jako „na pewno zła” i była wielokrotnie niższa od wartości wymaganej dla stanu „na pewno dobrego” (Tab. 26). Nie wiele lepiej oceniono wartości badane w ramach wskaźnika „liczba gatunków roślin drzewiastych stanowiących pożytek pszczeli” i „miąższość martwego drewna”. Natomiast liczba drzew z dziupłami i zgnilizną była oceniona jako „na pewno zła”, zaledwie na dwóch stacjach. Z kolei liczba drzew o pierśnicy powyżej 40cm na 1 ha lasu była wielokrotnie wyższa od wymaganych wartości dla stanu „na pewno dobrego”. Stan ochrony siedliska na wszystkich stacjach monitoringowych jest „zły”, ponieważ na każdej stacji od 2 do 4 badanych cech siedliska jest w „na pewno złym” stanie A zatem ocena parametru „struktura i funkcje” oraz stanu ochrony siedliska przyrodniczego w regionie biogeograficznym wynosi również U2 (Tab. 27).

Tabela 26. Wartości średnie wskaźników na stacji oraz ich stan w siedlisku 9110.

Wskaźnik /parametr	Numer stacji												Średnia	Udział (%)	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12		Z	D
Liczba gatunków roślin drzewiastych stanowiących pożytek pszczeli	0,7	0,0	0,3	0,0	0,0	0,3	1,7	0,0	0,0	0,7	1,0	0,7	0,4	91,7	0,0
Liczba gatunków wskaźnikowych	0,3	0,0	0,0	0,3	0,0	1,0	0,3	0,3	0,3	0,0	0,0	0,3	0,3	100,0	0,0
Mięszczość martwego drewna (m3/ha)	11,3	4,2	1,4	0,0	32,7	39,6	0,0	0,0	0,0	2,2	28,8	0,0	10,0	75,0	0,0
Liczba dużych drzew (szt./ha)	66,1	127,4	70,8	28,3	80,2	113,2	70,8	99,1	99,1	99,1	122,7	103,8	90,0	0,0	100,0
Liczba drzew z dziuplami lub zgnilizną	2,3	9,0	4,3	1,7	3,7	4,3	1,7	10,0	4,7	8,0	11,7	7,7	5,8	16,7	41,7
Struktura i funkcje na stacji	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z		100,0	0,0
Struktura i funkcje na stacji***	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z		100,0	0,0

Kolorem czerwonym oznaczono stacje na których stan wskaźnika jest „na pewno zły”, zielonym na których stan wskaźnika jest „na pewno dobry”.

*Z – Stan wskaźnika „na pewno zły”/ stan stacji „zły”.

**D – Stan wskaźnika „na pewno dobry”/ stan stacji „dobry”.

***Ocena parametru z pominięciem wskaźnika Liczba gatunków wskaźnikowych.

Tabela 27. Oceny parametrów oraz ocena ogólna stanu ochrony siedliska 9110.

Zasięg siedliska	Powierzchnia siedliska	Struktura i Funkcje	Perspektywy ochrony	Ocena ogólna
FV	FV	U2	FV	U2

6.3.2.2. 9130 – Żyzne buczyny

Na 11 z 12 stacji monitoringowych wartość wskaźnika „liczba gatunków wskaźnikowych” została oceniona jako „na pewno zła” i była na nich wielokrotnie niższa od wartości wymaganej dla stanu „na pewno dobrego” (Tab. 28). Podobnie oceniono wartości badane w ramach wskaźnika „liczba gatunków roślin drzewiastych stanowiących pożytek pszczeleli” i „miąższość martwego drewna” przy czym na jednej stacji przekroczyły one granice progu dla stanu „na pewno dobrego”. Dużo lepiej została oceniona liczba drzew z dziuplami i zgnilizną oraz liczba drzew o pierśnicy powyżej 40cm na 1 ha lasu – na żadnej stacji monitoringowej nie oceniono jej jako „na pewno zły”. Stan ochrony siedliska na wszystkich stacjach monitoringowych jest „zły”, ponieważ na każdej stacji od 2 do 3 badanych cech siedliska jest w „na pewno złym” stanie. Zatem ocena parametru „struktura i funkcje” oraz stanu ochrony siedliska przyrodniczego w regionie biogeograficznym wynosi również U2 (Tab. 29)

Tabela 28. Wartości średnie wskaźników na stacji oraz ich stan w siedlisku 9130.

Wskaźnik /parametr	Numer stacji												Średnia	Udział (%)	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12		Z*	D**
Liczba gatunków roślin drzewiastych stanowiących pożytek pszczeli	0,3	2,3	0,3	1,0	3,7	1,3	1,0	0,7	0,7	0,3	0,7	0,3	1,1	83,3	8,3
Liczba gatunków wskaźnikowych	0,3	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,3	0,0	1,0	1,7	0,3	91,7	0,0
Mięszczość martwego drewna (m3/ha)	5,2	0,0	0,4	1,6	11,4	1,0	4,5	8,7	0,0	0,0	17,9	79,0	10,8	91,7	8,3
Liczba dużych drzew (szt./ha)	42,5	122,7	179,3	61,3	141,5	61,3	99,1	4,7	9,4	99,1	179,3	151,0	95,9	0,0	91,7
Liczba drzew z dziuplami lub zgnilizną	1,0	2,3	2,7	1,7	6,3	3,3	4,3	4,0	2,7	4,0	5,0	3,0	3,4	0,0	50,0
Struktura i funkcje na stacji	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z		100,0	0,0
Struktura i funkcje na stacji***	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z		100,0	0,0

Kolorem czerwonym oznaczono stacje na których stan wskaźnika jest „na pewno zły”, zielonym na których stan wskaźnika jest „na pewno dobry”.

*Z – Stan wskaźnika „na pewno zły”/ stan stacji „zły”.

**D – Stan wskaźnika „na pewno dobry”/ stan stacji „dobry”.

***Ocena parametru z pominięciem wskaźnika Liczba gatunków wskaźnikowych.

Tabela 29. Oceny parametrów oraz ocena ogólna stanu ochrony siedliska 9130.

Zasięg siedliska	Powierzchnia siedliska	Struktura i Funkcje	Perspektywy ochrony	Ocena ogólna
FV	FV	U2	FV	U2

6.3.2.3. 9160 – *Grąd subatlantycki*

Na 6 z 12 stacji monitoringowych wartość wskaźnika „liczba gatunków wskaźnikowych” została oceniona jako „na pewno zła” i była na nich wielokrotnie niższa od wartości wymaganej dla stanu „na pewno dobrego” lub obecności tych gatunków nie stwierdzono w ogóle na stacji (Tab. 30). Miąższość martwego drewna tylko na 3 stacjach była oceniona jako „na pewno zła”, a liczba gatunków roślin drzewiastych stanowiących pożytek pszczele otrzymała taką ocenę tylko na jednej stacji. Liczba drzew z dziuplami i zgnilizną oraz liczba drzew o pierśnicy powyżej 40cm na 1 ha lasu na żadnej stacji monitoringowej nie została oceniona jako „na pewno zła”. Stan ochrony siedliska na 5 stacjach monitoringowych jest „dobry” (brak na stacji wskaźników w stanie „na pewno złym”) a na 7 stacjach monitoringowych jest „zły” (przynajmniej jeden wskaźnik na stacji w stanie „na pewno złym”) (Tab. 31). A zatem ocena parametru „struktura i funkcje” i ocena ogólna stanu ochrony siedliska przyrodniczego w regionie biogeograficznym wynosi U2

Tabela 30. Wartości średnie wskaźników na stacji oraz ich stan w siedlisku 9160.

Wskaźnik /parametr	Numer stacji												Średnia	Udział (%)	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12		Z*	D**
Liczba gatunków roślin drzewiastych stanowiących pożytek pszczeli	2,3	3,3	2,3	5,0	4,3	2,7	3,0	1,0	3,7	3,0	2,7	5,7	3,3	8,3	41,7
Liczba gatunków wskaźnikowych	0,7	2,3	0,7	1,3	3,0	2,3	0,7	1,0	1,0	0,0	0,7	0,7	1,2	50,0	25,0
Miaższność martwego drewna (m3/ha)	7,8	39,8	32,8	15,4	15,1	80,8	13,9	19,4	16,8	5,1	66,7	90,1	33,6	25,0	25,0
Liczba dużych drzew (szt./ha)	118,0	80,2	99,1	118,0	122,7	84,9	99,1	118,0	37,7	127,4	151,0	103,8	105,0	100,0	0,0
Liczba drzew z dziuplami lub zgnilizną	4,7	2,3	8,7	8,0	7,0	9,0	7,7	7,7	1,7	1,3	4,7	6,7	5,8	0,0	75,0
Struktura i funkcje na stacji	Z	D	Z	D	D	D	Z	Z	D	Z	Z	Z		58,3	41,7
Struktura i funkcje na stacji***	Z	D	D	D	D	D	Z	Z	D	Z	D	D		33,3	66,7

Kolorem czerwonym oznaczono stacje na których stan wskaźnika jest „na pewno zły”, zielonym na których stan wskaźnika jest „na pewno dobry”.

*Z – Stan wskaźnika „na pewno zły”/ stan stacji „zły”.

**D – Stan wskaźnika „na pewno dobry”/ stan stacji „dobry”.

***Ocena parametru z pominięciem wskaźnika Liczba gatunków wskaźnikowych.

Tabela 31. Oceny parametrów oraz ocena ogólna stanu ochrony siedliska 9160.

Zasięg siedliska	Powierzchnia siedliska	Struktura i Funkcje	Perspektywy ochrony	Ocena ogólna
FV	FV	U2	U1	U2

6.3.2.4. 9170 – *Grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny*

Na 6 z 12 stacji monitoringowych wartość wskaźnika „liczba gatunków wskaźnikowych” została oceniona jako „na pewno zła” i była na nich wielokrotnie niższa od wartości wymaganej dla stanu „na pewno dobrego” lub obecności tych gatunków nie stwierdzono w ogóle na stacji (Tab. 32). Miąższość martwego drewna na 7 stacjach była oceniona jako „na pewno zła”, a liczba gatunków roślin drzewiastych stanowiących pożytek pszczele otrzymała taką ocenę tylko na trzech stacjach monitoringowych. Liczba drzew o pierśnicy powyżej 40cm na 1 ha lasu na wszystkich stacjach monitoringowej została oceniona jako „na pewno dobra”. Natomiast liczba drzew z dziuplami i zgnilizną była stosunkowo niska i oceniona została na 6 stacjach jako „na pewno zła” a na żadnej stacji jako „na pewno dobra”. Stan ochrony siedliska na 3 stacjach monitoringowych jest „dobry” (brak na stacji wskaźników w stanie „na pewno złym”) a na 9 stacjach monitoringowych jest „zły” (przynajmniej jeden wskaźnik na stacji w stanie „na pewno złym”) (Tab. 33). A zatem ocena parametru „struktura i funkcje” i ocena ogólna stanu ochrony siedliska przyrodniczego w regionie biogeograficznym wynosi U2

Tabela 32. Wartości średnie wskaźników na stacji oraz ich stan w siedlisku 9170.

Wskaźnik /parametr	Numer stacji												Średnia	Udział (%)	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12		Z*	D**
Liczba gatunków roślin drzewiastych stanowiących pożytek pszczeli	1,3	1,0	3,3	1,3	2,3	2,7	2,7	4,7	2,0	6,7	2,7	2,0	2,7	25,0	25,0
Liczba gatunków wskaźnikowych	0,0	0,0	1,0	1,0	1,0	0,7	0,3	0,0	0,3	1,7	2,7	2,0	0,9	50,0	8,3
Miaższność martwego drewna (m3/ha)	0,0	1,1	14,3	1,8	37,0	0,0	0,0	0,0	1,6	53,0	104,0	199,1	34,3	58,3	33,3
Liczba dużych drzew (szt./ha)	37,7	18,9	9,4	28,3	75,5	33,0	141,5	94,4	103,8	89,6	66,1	18,9	59,8	0,0	100,0
Liczba drzew z dziuplami lub zgnilizną	2,3	2,3	0,0	0,7	4,0	1,0	1,3	2,3	1,7	2,0	4,7	0,7	1,9	50,0	0,0
Struktura i funkcje na stacji	Z	Z	Z	Z	D	Z	Z	Z	Z	D	D	Z		25,0	75,0
Struktura i funkcje na stacji***	Z	Z	Z	Z	D	Z	Z	Z	Z	D	D	Z		25,0	75,0

Kolorem czerwonym oznaczono stacje na których stan wskaźnika jest „na pewno zły”, zielonym na których stan wskaźnika jest „na pewno dobry”.

*Z – Stan wskaźnika „na pewno zły”/ stan stacji „zły”.

**D – Stan wskaźnika „na pewno dobry”/ stan stacji „dobry”.

***Ocena parametru z pominięciem wskaźnika Liczba gatunków wskaźnikowych.

Tabela 33. Oceny parametrów oraz ocena ogólna stanu ochrony siedliska 9170.

Zasięg siedliska	Powierzchnia siedliska	Struktura i Funkcje	Perspektywy ochrony	Ocena ogólna
FV	FV	U2	U1	U2

6.3.3. Francja

Stan ochrony siedliska przyrodniczego został oceniony z wykorzystaniem metodyki francuskiej tylko w przypadku typu 9160. Powierzchnia siedliska w regionie biogeograficznym jest stabilna (Tab. 34) a uszkodzenia gleby niewielkie. Ocenę stanu siedliska w regionie biogeograficznym ogranicza obecność gatunków obcych geograficznie i ekologicznie w drzewostanie, wysoka frekwencja inwazyjnych gatunków obcych na powierzchniach próbnych, zbyt niski udział odnowienia oraz inne uszkodzenia obejmujące głównie uszkodzenia roślinności w wyniku presji zwierzyny. Natomiast ocenę stanu siedliska w regionie biogeograficznym podnosi dość wysoka liczba drzew grubych oraz zasoby martwego drewna mierzone obecnością drzew martwych (>30cm grubości w grubszym końcu). Po zsumowaniu ocen cząstkowych i dodaniu ich do wartości bazowej otrzymujemy wynik stanu ochrony siedliska przyrodniczego w regionie biogeograficznym – U1. Jest to podstawa do oceny stanu parametru „struktura i funkcje” oceny ogólnej stanu ochrony typu siedliska przyrodniczego 9160 w regionie biogeograficznym również na U1 (Tab. 35).

Tabela 34. Wyniki monitoringu typu siedliska przyrodniczego 9160 wraz z waloryzacją wskaźników według metodyki francuskiej.

Wskaźnik	Waloryzacja		Wyniki badań	
	Wartość	Ocena	Wartość	Ocena
Zmiana powierzchni siedliska	Stabilna bądź większa	0	Stabilna	0
	Zmniejszona	-10		
Fragmentacja wewnątrz płatu*	Stabilna bądź mniejsza	nd	Stabilna	nd
	Zwiększona	nd		
Fragmentacja pomiędzy płatami*	Stabilna bądź mniejsza	nd	3,7	nd
	Zwiększona	nd		
Gatunki allochtoniczne w drzewostanie - średni udział w pokryciu lub pierśnicowym polu przekroju w obszarze	<1%	0	10,20%	-10
	1-5%	-5		
	5-15%	-10		
	15-30%	-30		
	>30%	-40		
Inwazyjne gatunki obce - udział stanowisk w obszarze	0%	0	39%	-20
	<30%	-10		
	>30%	-20		
Drzewa o ponadnormatywnej grubości - liczba lub udział w pierśnicowym polu przekroju (wartość średnia w obszarze)	>8 szt./ha lub >15%	5	10,0 szt./ha	5
	5-8 szt./ha lub 8-10%	0		
	3-5 szt./ha lub 5-8%	-5		
	1-3 szt./ha lub 2-5%	-10		
	<1 szt./ha lub <2%	-20		
Młody drzewostan** - średnie pokrycie	5-20%	0	2,10%	-10
	<5% lub >20%	-10		
Zdolności regeneracyjne** - ocena obszaru	Brak	0	nd	nd
	Średnie	-5		
	Poważne	-10		
Martwe drewno - średnia liczba martwych drzew (szt./ha) o grubości >30cm w grubszym końcu	>8 szt./ha lub >6 ale min. 1 o d >47,5cm	5	9,8 szt./ha	5
	6-8 szt./ha	0		
	3-6 szt./ha	-5		
	1-3 szt./ha	-10		
	<1 szt./ha	-20		
Owady saproksyliczne -	>5 bardzo wymagających	2	brak	0

Wskaźnik	Waloryzacja		Wyniki badań	
	Wartość	Ocena	Wartość	Ocena
liczba gatunków w obszarze	1-4 bardzo wymagających i >5 wymagających, lub brak danych	0	danych	
	<1 bardzo wymagających i <5 wymagających	-2		
Uszkodzenia gleby - średnia w obszarze	<2%	0	1,3%	0
	2-10%	-10		
	10-20%	-15		
	>20%	-20		
Inne uszkodzenia - ocena obszaru	Znikome	0	Umiarkowane	-10
	Umiarkowane	-10		
	Znaczące	-20		
Suma				-40
Ocena obszaru 100-Suma	>70	FV	100-40=60	U1
	40-70	U1		
	<40	U2		

*Wskaźnik nie podlega waloryzacji – pełni funkcje informacyjną.

**Wskaźniki stosowane zamiennie

Tabela 35. Oceny parametrów oraz ocena ogólna stanu ochrony siedliska 9160.

Zasięg siedliska	Powierzchnia siedliska	Struktura i Funkcje	Perspektywy ochrony	Ocena ogólna
FV	FV	U1	U1	U1

6.3.4. Niemcy FFH-monitoring

6.3.4.1. 9110 – *Kwaśne buczyny*

Monitorowane płaty typu siedliska przyrodniczego 9110 mają uproszczoną strukturę przestrzenną w której dominują drzewostany z pierwszych trzech faz rozwoju (Tab. 36). Zasoby martwego drewna również zostały ocenione jako niewystarczające na 75% powierzchni próbnych. Natomiast liczba drzew biocenotycznych została oceniona jako doskonała (A) na wszystkich powierzchniach próbnych. W wyniku agregacji wskaźników „struktura przestrzenna”, „drzewa siedliskowe” i „martwe drewno” kryterium „struktura siedliska” otrzymało ocenę A w 3 przypadkach, a C w 8 przypadkach (zatem na 4 powierzchniach stan tego kryterium jest właściwy). Powierzchnie próbne pod względem występowania gatunków typowych, zarówno w runie jak i w drzewostanie, są w doskonałym lub dobrym stopniu zachowania. Niewłaściwy stan zachowania powierzchni próbnej w ramach kryterium „upośledzenia” stwierdzono na 3 z 12 stanowisk. W ramach parametru „struktura i funkcje” na 9 powierzchniach próbnych stan zachowania siedliska jest właściwy (A – 4 powierzchnie, B – 5). Udział powierzchni próbnych z oceną „C” parametru „struktura i funkcje” wynosi 25,0%, a więc ocena tego parametru w regionie biogeograficznym według metody zastosowanej w raporcie do KE z 2013 roku wynosi U1 (Tab. 37). Również ocena parametru „struktura i funkcje” w regionie biogeograficznym według metody zastosowanej w raporcie do KE z 2019 roku wynosi U1 (wartość obliczonego wskaźnika wynosi 0,717). Parametr „struktura i funkcje” jest najsłabiej ocenionym parametrem na poziomie regionu biogeograficznego i to on warunkuje ocenę ogólną stanu ochrony siedliska przyrodniczego w regionie biogeograficznym (U1).

Tabela 36. Wartości średnie wskaźników oraz parametru Struktura i Funkcje na powierzchniach próbnych w siedlisku 9110 (numeracja zgodnie z porządkiem alfabetycznym nazw stanowisk PMS).

Wskaźniki/Kryterium/Parametr			Powierzchnia												Średni a	Udział ocen (%)			
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12		A	B	C	
Struktura siedliska	Struktura przestrzenna	Udział (%) fazy 1	0	0	80	40	10	20	20	10	30	0	0	20	19,2	.	.	.	
		Udział (%) fazy 2	20	0	20	30	0	0	20	90	30	0	70	30	25,8	.	.	.	
		Udział (%) fazy 3	80	100	0	30	0	0	70	0	20	100	0	50	37,5	.	.	.	
		Udział (%) fazy 4	0	0	0	0	90	80	0	0	20	0	30	0	18,3	.	.	.	
		Udział (%) fazy 5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0	.	.	.	
	Ocena		C	C	C	C	B	B	C	C	B	C	B	C	.	0,0	33,3	66,7	
	Drzewa siedliskowe	szt./ha	17,5	32,5	20,0	12,5	35,0	47,5	12,5	22,5	20,0	12,5	32,5	27,5	24,4	.	.	.	
		Ocena	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	.	100,0	0,0	0,0
	Martwe drewno	m3/ha	0	0	0	0	7,5	10	0	0	0	0	12,5	0	2,5	.	.	.	
		Ocena	C	C	C	C	A	A	C	C	C	C	A	C	.	25,0	0,0	75,0	
Ocena			C	C	C	C	A	A	C	C	B	C	A	C	.	25,0	8,3	66,7	
Gatunki typowe	W drzewostanie	%	99,9	94,5	99,9	75,9	100,0	100,0	82,1	99,7	100,0	99,9	99,9	84,5	94,7	.	.	.	
		Ocena	A	A	A	C	A	A	B	A	A	A	A	A	B	.	75,0	16,7	8,3
	W runie	Ocena	B	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	B	.	83,3	16,7	0,0
		Ocena	A	A	A	B	A	A	A	A	A	A	A	A	B	.	83,3	16,7	0,0
Upośledzenia	Neofity drzewiaste	%	0,1	5,5	0,0	24,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,5	.	.	.	
		Ocena	A	B	A	C	A	A	A	A	A	A	A	A	A	.	83,3	8,3	8,3
	Apofity i neofity	%	60,1	0,0	0,6	0,0	0,0	7,7	2,6	9,1	0,0	0,0	0,0	16,7	8,1	.	.	.	
		Ocena	C	A	A	A	A	B	A	B	A	A	A	A	B	.	66,7	25,0	8,3
	Uszkodzenia gleby	%	1	1	0	60	0	0	20	0	0	0	1	0	6,9	.	.	.	
		Ocena	A	A	A	C	A	A	C	A	A	A	A	A	A	.	83,3	0,0	16,7
	Inne zniszczenia	Ocena	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	.	100,0	0,0	0,0
		Inne zniekształcenia	Ocena	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	.	100,0	0,0	0,0
Ocena			C	B	A	C	A	B	C	B	A	A	A	B	.	41,7	33,3	25,0	
Struktura i Funkcje			C	B	B	C	A	A	C	B	A	B	A	B	.	33,3	41,7	25,0	

Tabela 37. Oceny parametrów oraz ocena ogólna stanu ochrony siedliska 9110.

Metoda oceny parametru SiF	Zasięg siedliska	Powierzchnia siedliska	Struktura i Funkcje	Perspektywy ochrony	Ocena ogólna
Wg. raportu do KE z 2013	FV	FV	U1	FV	U1
Wg. raportu do KE z 2019	FV	FV	U1	FV	U1

6.3.4.2. 9130 – Żyzne buczyny

Monitorowane płaty typu siedliska przyrodniczego 9130 mają uproszczoną strukturę przestrzenną w której zazwyczaj dominują drzewostany z pierwszych trzech faz rozwoju (Tab. 38). Zasoby martwego drewna również zostały ocenione jako niewystarczające na 75% powierzchni próbnych. Natomiast liczba drzew biocenotycznych została oceniona jako właściwa na wszystkich powierzchniach próbnych. W wyniku agregacji wskaźników „struktura przestrzenna”, „drzewa siedliskowe” i „martwe drewno” kryterium „struktura siedliska” otrzymało ocenę A w 1 przypadku, a C w 7 przypadkach. (zatem na 5 powierzchniach stan tego kryterium jest właściwy). Powierzchnie próbne pod względem występowania gatunków typowych, zarówno w runie jak i w drzewostanie, są przeważnie w doskonałym lub dobrym stopniu zachowania, a ocenę kryterium „gatunki typowe” na poziomie „C” odnotowano na 2 powierzchniach próbnych. Niewłaściwy stan zachowania powierzchni próbnej w ramach kryterium „upośledzenia” stwierdzono na 4 z 12 stanowisk z powodu występowania gatunków obcych geograficznie i ekologicznie oraz uszkodzeń gleby. W ramach parametru „struktura i funkcje” na 9 powierzchniach próbnych stan zachowania siedliska jest właściwy (A – 2 powierzchnie, B – 7). Udział powierzchni próbnych z oceną „C” parametru „struktura i funkcje” wynosi 25,0%, a więc ocena tego parametru w regionie biogeograficznym według metody zastosowanej w raporcie do KE z 2013 roku wynosi U1 (Tab. 39). Również ocena parametru „struktura i funkcje” w regionie biogeograficznym według metody zastosowanej w raporcie do KE z 2019 roku wynosi U1 (wartość obliczonego wskaźnika wynosi 0,683). Parametr „struktura i funkcje” jest najslabiej ocenionym parametrem na poziomie regionu biogeograficznego i to on warunkuje ocenę ogólną stanu ochrony siedliska przyrodniczego w regionie biogeograficznym (U1).

Tabela 38. Wartości średnie wskaźników oraz parametru Struktura i Funkcje na powierzchniach próbnych w siedlisku 9130 (numeracja zgodnie z porządkiem alfabetycznym nazw stanowisk PMŚ).

Wskaźniki/Kryterium/Parametr			Powierzchnia												Średnia	Udział ocen (%)		
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12		A	B	C
Struktura siedliska	Struktura przestrzenna	Udział (%) fazy 1	20	10	10	10	70	30	20	30	30	0	0	20	20,8	.	.	.
		Udział (%) fazy 2	0	90	0	70	0	30	50	10	70	30	0	0	29,2	.	.	.
		Udział (%) fazy 3	30	0	90	20	30	40	30	20	0	70	0	0	27,5	.	.	.
		Udział (%) fazy 4	50	0	0	0	0	0	0	40	0	0	100	80	22,5	.	.	.
		Udział (%) fazy 5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0	.	.	.
		Ocena	A	C	C	C	C	C	C	A	C	C	C	B	.	16,7	8,3	75,0
	Drzewa siedliskowe	szt./ha	25,0	12,5	17,5	15,0	20,0	22,5	27,5	32,5	5,0	22,5	30,0	17,5	20,6	.	.	.
		Ocena	A	A	A	A	A	A	A	A	B	A	A	A	.	91,7	8,3	0,0
	Martwe drewno	m3/ha	0	0	2,5	0	0	0	0	0	0	0	2,5	7,5	1,0	.	.	.
		Ocena	C	C	B	C	C	C	C	C	C	C	B	A	.	8,3	16,7	75,0
Ocena			B	C	B	C	C	C	C	B	C	C	B	A	.	8,3	33,3	58,3
Gatunki typowe	W drzewostanie	%	99,9	99,6	99,9	99,9	73,5	95,9	99,5	84,0	100,0	77,6	100,0	100,0	94,2	.	.	.
		Ocena	A	A	A	A	C	A	A	B	A	C	A	A	.	75,0	8,3	16,7
	W runie	Ocena	B	A	A	A	B	B	A	B	B	B	B	B	.	33,3	66,7	0,0
		Ocena	A	A	A	A	C	A	A	B	A	C	A	A	.	75,0	8,3	16,7
Upośledzenia	Neofity drzewiaste	%	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	.	.	.
		Ocena	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	.	100,	0,0	0,0
	Apofity i neofity	%	0,0	7,9	2,3	1,3	29,4	9,2	4,7	10,0	8,9	1,2	52,1	79,4	17,2	.	.	.
		Ocena	A	B	A	A	C	B	A	B	B	A	C	C	.	41,7	33,3	25,0
	Uszkodzenia gleby	%	0	1	0	1	1	15	0	0	1	1	0	0	1,7	.	.	.
		Ocena	A	A	A	A	A	C	A	A	A	A	A	A	.	91,7	0,0	8,3
	Inne zniszczenia	Ocena	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	.	100,	0,0	0,0
Inne zniekształcenia	Ocena	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	.	100,	0,0	0,0	
Ocena			A	B	A	A	C	C	A	B	B	A	C	C	.	41,7	25,0	33,3
Struktura i Funkcje			A	B	A	B	C	C	B	B	B	C	B	B	.	16,7	58,3	25,0

Tabela 39. Oceny parametrów oraz ocena ogólna stanu ochrony siedliska 9130.

Metoda oceny parametru SiF	Zasięg siedliska	Powierzchnia siedliska	Struktura i Funkcje	Perspektywy ochrony	Ocena ogólna
Wg. raportu do KE z 2013	FV	FV	U1	FV	U1
Wg. raportu do KE z 2019	FV	FV	U1	FV	U1

6.3.4.3. 9160 – Grąd subatlantycki

Monitorowane płaty typu siedliska przyrodniczego 9160 mają właściwą strukturę przestrzenną na 50% powierzchni próbnych (Tab. 40). Zasoby martwego drewna są właściwe dla siedliska na 8 z 12 powierzchni próbnych. Natomiast liczba drzew biocenotycznych została oceniona jako właściwa na wszystkich powierzchniach próbnych. Nie mniej jednak w wyniku agregacji wskaźników „struktura przestrzenna”, „drzewa siedliskowe” i „martwe drewno” kryterium „struktura siedliska” zostało ocenione na poziomie „C” w 3 przypadkach. (zatem na 9 powierzchniach stan tego kryterium jest właściwy). Powierzchnie próbne pod względem występowania gatunków typowych, zarówno w runie jak i w drzewostanie, są przeważnie w doskonałym lub dobrym stopniu zachowania, a ocenę kryterium „gatunki typowe” na poziomie „C” odnotowano na 2 powierzchniach próbnych. Niewłaściwy stan zachowania powierzchni próbnej w ramach kryterium „upośledzenia” stwierdzono na 5 z 12 stanowisk z powodu występowania gatunków obcych geograficznie i ekologicznie. W ramach parametru „struktura i funkcje” na 9 powierzchniach próbnych stan zachowania siedliska jest właściwy (A – 3 powierzchnie, B – 6). Udział powierzchni próbnych z oceną „C” parametru „struktura i funkcje” wynosi 25,0%, a więc ocena tego parametru w regionie biogeograficznym według metody zastosowanej w raporcie do KE z 2013 roku wynosi U1 (Tab. 41). Również ocena parametru „struktura i funkcje” w regionie biogeograficznym według metody zastosowanej w raporcie do KE z 2019 roku wynosi U1 (wartość obliczonego wskaźnika wynosi 0,700). Parametr „struktura i funkcje” jest wraz z „perspektywami ochrony” najslabiej ocenionym parametrem na poziomie regionu biogeograficznego i to one warunkują ocenę ogólną stanu ochrony siedliska przyrodniczego w regionie biogeograficznym (U1).

Tabela 40. Wartości średnie wskaźników oraz parametru Struktura i Funkcje na powierzchniach próbnych w siedlisku 9160 (numeracja zgodnie z porządkiem alfabetycznym nazw stanowisk PMŚ).

Wskaźniki/Kryterium/Parametr			Powierzchnia												Średnia	Udział ocen (%)			
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12		A	B	C	
Struktura siedliska	Struktura przestrzenna	Udział (%) fazy 1	10	10	0	0	0	0	10	20	30	0	0	0	6,7	.	.	.	
		Udział (%) fazy 2	0	20	10	0	20	0	20	0	0	40	0	0	9,2	.	.	.	
		Udział (%) fazy 3	90	0	0	100	80	80	60	60	50	60	20	0	50,0	.	.	.	
		Udział (%) fazy 4	0	50	90	0	0	20	10	20	20	0	80	100	32,5	.	.	.	
		Udział (%) fazy 5	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,7	.	.	.	
		Ocena	C	A	B	C	C	B	C	B	B	C	B	C	.	8,3	41,7	50,0	
	Drzewa siedliskowe	szt./ha	30,0	35,0	85,0	120,	60,0	60,0	70,0	60,0	35,0	20,0	65,0	75,0	59,6	.	.	.	
		Ocena	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	.	100,	0,0	0,0
	Martwe drewno	m3/ha	5	15	5	5	0	25	0	15	0	0	40	20	10,8	.	.	.	
		Ocena	A	A	A	B	C	A	C	A	C	C	A	A	A	.	58,3	8,3	33,3
	Ocena	B	A	A	B	C	A	C	A	B	C	A	B	.	41,7	33,3	25,0		
Gatunki typowe	W drzewostanie	%	100,	78,6	99,5	99,9	67,2	100,	99,7	94,4	60,1	79,9	100,	75,8	87,9	.	.	.	
		Ocena	A	C	A	A	C	A	A	A	C	C	A	C	.	58,3	0,0	41,7	
	W runie	Ocena	A	A	A	A	A	A	A	A	B	C	A	A	.	83,3	8,3	8,3	
		Ocena	A	B	A	A	B	A	A	A	C	C	A	B	.	58,3	25,0	16,7	
Upośledzenia	Neofity drzewiaste	%	0,0	16,7	0,1	0,0	12,3	0,0	0,3	2,9	27,2	0,3	0,0	17,9	6,5	.	.	.	
		Ocena	A	C	A	A	C	A	A	A	C	A	A	C	.	66,7	0,0	33,3	
	Apofity i neofity	%	7,3	0,0	5,9	3,7	0,1	18,7	1,7	37,2	16,5	16,1	0,2	29,1	11,4	.	.	.	
		Ocena	B	A	B	A	A	B	A	C	B	B	A	C	.	41,7	41,7	16,7	
	Uszkodzenia gleby	%	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	.	.	.	
		Ocena	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	.	100,	0,0	0,0
	Inne zniszczenia	Ocena	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	.	100,	0,0	0,0
	Inne zniekształcenia	Ocena	A	A	B	B	A	A	A	A	A	A	A	A	A	.	83,3	16,7	0,0
Drenaż	Ocena	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	.	100,	0,0	0,0	
	Ocena	B	C	B	B	C	B	A	C	C	B	A	C	.	16,7	41,7	41,7		
Struktura i Funkcje			B	B	A	B	C	A	B	B	C	C	A	B	.	25,0	50,0	25,0	

Tabela 41. Oceny parametrów oraz ocena ogólna stanu ochrony siedliska 9160.

Metoda oceny parametru SiF	Zasięg siedliska	Powierzchnia siedliska	Struktura i Funkcje	Perspektywy ochrony	Ocena ogólna
Wg. raportu do KE z 2013	FV	FV	U1	U1	U1
Wg. raportu do KE z 2019	FV	FV	U1	U1	U1

6.3.4.4. 9170 – Grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny

Udział powierzchni próbnych z oceną „C” parametru „struktura i funkcje” wynosi 25%, a więc ocena parametru „struktura i funkcje” w regionie według metody zastosowanej w raporcie do KE z 2013 roku wynosi U1.

Liczba powierzchni z parametrem „struktura i funkcje” ocenionym na A wynosi 3, B – 6 i C - 3. Zatem ocena parametru „struktura i funkcje” w regionie według metody zastosowanej w raporcie do KE z 2019 roku wynosi U1 (wartość obliczonego wskaźnika wynosi 0,700).

Monitorowane płaty typu siedliska przyrodniczego 9170 mają przeważnie niewłaściwą strukturę przestrzenną w której dominują drzewostany z pierwszych trzech faz rozwoju (Tab. 42). Zasoby martwego drewna są właściwe dla siedliska na 4 z 12 powierzchni próbnych. Natomiast liczba drzew biocenotycznych została oceniona jako właściwa na 11 powierzchniach próbnych. W wyniku agregacji wskaźników „struktura przestrzenna”, „drzewa siedliskowe” i „martwe drewno” kryterium „struktura siedliska” zostało ocenione na poziomie „C” w 8 przypadkach. (zatem na 4 powierzchniach stan tego kryterium jest właściwy). Powierzchnie próbne pod względem występowania gatunków typowych, zarówno w runie jak i w drzewostanie, są przeważnie w doskonałym lub dobrym stopniu zachowania, a ocenę kryterium „gatunki typowe” na poziomie „C” odnotowano na 3 powierzchniach próbnych. Niewłaściwy stan zachowania powierzchni próbnej w ramach kryterium „upośledzenia” stwierdzono na 3 z 12 stanowisk z powodu występowania gatunków obcych geograficznie i ekologicznie. oraz uszkodzeń gleby. W ramach parametru „struktura i funkcje” na 9 powierzchniach próbnych stan zachowania siedliska jest właściwy (A – 3 powierzchnie, B – 6). Udział powierzchni próbnych z oceną „C” parametru „struktura i funkcje” wynosi 25,0%, a więc ocena tego parametru w regionie biogeograficznym według metody zastosowanej w raporcie do KE z 2013 roku wynosi U1 (Tab. 43). Również ocena parametru „struktura i funkcje” w regionie biogeograficznym według metody zastosowanej w raporcie do KE z 2019 roku wynosi U1 (wartość obliczonego wskaźnika wynosi 0,700). Parametr „struktura i funkcje” jest wraz z „perspektywami ochrony” najslabiej ocenionym parametrem na poziomie regionu biogeograficznego i to one warunkują ocenę ogólną stanu ochrony siedliska przyrodniczego w regionie biogeograficznym (U1).

Tabela 42. Wartości średnie wskaźników oraz parametru Struktura i Funkcje na powierzchniach próbnych w siedlisku 9170 (numeracja zgodnie z porządkiem alfabetycznym nazw stanowisk PMS).

Wskaźniki/Kryterium/Parametr			Powierzchnia												Średnia	Udział ocen (%)			
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12		A	B	C	
Struktura siedliska	Struktura przestrzenna	Udział (%) fazy 1	30	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4,2	.	.	.	
		Udział (%) fazy 2	0	80	100	100	20	40	70	30	0	0	0	0	36,7	.	.	.	
		Udział (%) fazy 3	70	0	0	0	50	60	30	70	100	100	60	0	45,0	.	.	.	
		Udział (%) fazy 4	0	0	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0	2,5	.	.	.	
		Udział (%) fazy 5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	100	11,7	.	.	.	
	Ocena		C	C	C	C	B	C	C	C	C	C	B	C	.	0,0	16,7	83,3	
	Drzewa siedliskowe	szt./ha	15,0	5,0	0,0	7,5	22,5	5,0	5,0	7,5	15,0	20,0	40,0	7,5	12,5	.	.	.	
		Ocena	A	B	C	A	A	B	B	A	A	A	A	A	A	.	66,7	25,0	8,3
	Martwe drewno	m3/ha	0	0	0	0	7,5	0	0	2,5	2,5	2,5	30	30	6,3	.	.	.	
		Ocena	C	C	C	C	A	C	C	C	C	B	A	A	A	.	25,0	8,3	66,7
	Ocena		C	C	C	C	A	C	C	C	C	B	A	B	.	16,7	16,7	66,7	
Gatunki typowe	W drzewostanie	%	76,9	87,1	96,4	100,	86,0	99,9	67,4	63,4	71,3	99,9	95,6	94,7	86,5	.	.	.	
		Ocena	C	B	A	A	B	A	C	C	C	A	A	A	A	.	50,0	16,7	33,3
	W runie	Ocena	B	B	A	A	A	A	B	C	A	A	A	B	.	58,3	33,3	8,3	
		Ocena	C	B	A	A	A	A	C	C	B	A	A	A	A	.	58,3	16,7	25,0
Upośledzenia	Neofity drzewiaste	%	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	.	.	.	
		Ocena	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	.	100,	0,0	0,0
	Apofity i neofity	%	34,0	10,0	1,1	1,5	0,0	2,7	21,9	79,9	17,7	0,6	0,8	41,6	17,6	.	.	.	
		Ocena	C	B	A	A	A	A	B	C	B	A	A	C	.	50,0	25,0	25,0	
	Uszkodzenia gleby	%	40	0	0	1	0	1	0	40	0	0	0	0	6,8	.	.	.	
		Ocena	C	A	A	A	A	A	A	C	A	A	A	A	A	.	83,3	0,0	16,7
	Inne zniszczenia		Ocena	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	.	100,	0,0	0,0
	Inne zniekształcenia		Ocena	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	.	100,	0,0	0,0
Ocena		C	B	A	A	A	A	B	C	B	A	A	C	.	50,0	25,0	25,0		
Struktura i Funkcje			C	B	B	B	A	B	C	C	B	A	A	B	.	25,0	50,0	25,0	

Tabela 43. Oceny parametrów oraz ocena ogólna stanu ochrony siedliska 9170.

Metoda oceny parametru SiF	Zasięg siedliska	Powierzchnia siedliska	Struktura i Funkcje	Perspektywy ochrony	Ocena ogólna
Wg. raportu do KE z 2013	FV	FV	U1	U1	U1
Wg. raportu do KE z 2019	FV	FV	U1	U1	U1

6.3.5. Niemcy – ocena na podstawie danych z BWI

6.3.5.1. Wyniki analiz

We wszystkich badanych typach siedlisk przyrodniczych największą grupę stanowią drzewostany z dwiema warstwami drzew (Tab. 44). W siedlisku przyrodniczym 9170 udział powierzchni z drzewostanem trójwarstwowym jest najwyższy ze wszystkich porównywanych siedlisk. Udział powierzchni pod tym względem w stanie niewłaściwym jest najwyższy w kwaśnych buczynach, najniższy zaś w grądzie środkowoeuropejskim i subkontynentalnym.

Tabela 44. Liczebność powierzchni z daną liczbą warstw drzewostanu na powierzchniach WISL w regionie biogeograficznym kontynentalnym oraz rozkład ocen wskaźnika „struktura pionowa drzewostanu”.

Typ siedliska	Liczba powierzchni	Liczba powierzchni z liczbą warstw drzewostanu:			Udział (%) ocen		
		3 warstwy	2 warstwy	1 warstwa	A	B	C
9110	264	60	105	99	22.7	39.8	37.5
9130	336	89	134	113	26.5	39.9	33.6
9160	90	27	38	25	30.0	42.2	27.8
9170	803	335	349	119	41.7	43.5	14.8

Średnia miąższość martwego drewna wahała się od 7,2 m³/ha w kwaśnych buczynach do 19,0 m³/ha w grądzie środkowoeuropejskim i subkontynentalnym (Tab. 45). Stan siedliska pod tym względem jest właściwy w typie siedliska przyrodniczego 9170.

Tabela 45. Średnia miąższość martwego drewna na powierzchniach WISL w regionie biogeograficznym kontynentalnym oraz ocena wskaźnika „martwe drewno”.

Typ siedliska	Liczba powierzchni	Średnia miąższość martwego drewna (m ³ /ha)			Ocena
9110	264	7.2	±	1.5	C
9130	336	9.5	±	1.2	C
9160	90	7.7	±	2.5	C
9170	803	19.0	±	2.0	B

Średnia liczba drzew biocenotycznych była zbliżona w każdym typie siedliska przyrodniczego i była znacznie wyższa od wartości wymaganej dla właściwego stanu ochrony siedliska przyrodniczego (Tab. 46).

Tabela 46. Średnia liczba drzew biocenotycznych na powierzchniach WISL w regionie biogeograficznym kontynentalnym oraz ocena wskaźnika „drzewa biocenotyczne”.

Typ siedliska	Liczba powierzchni	Średnia liczba drzew biocenotycznych (szt./ha)			Ocena
9110	264	16.6	±	1.7	A
9130	336	16.0	±	1.3	A
9160	90	17.5	±	2.9	A
9170	803	16.6	±	0.9	A

We wszystkich badanych typach siedlisk przyrodniczych stwierdzono występowanie pięciu faz rozwojowych drzewostanu (Tab. 47). Najmniejszy udział w każdym z siedlisk stanowi faza 5. W buczynach największy udział stanowią powierzchnie w fazie 3, natomiast w grądach w fazie 2.

Tabela 47. Udział (%) powierzchni WISL w danej fazie rozwojowej drzewostanu w regionie biogeograficznym kontynentalnym oraz ocena wskaźnika „fazy rozwojowe”.

Typ siedliska	Liczba powierzchni	Faza rozwojowa drzewostanu (udział %)					Ocena
		1	2	3	4	5	
9110	264	22.7	25.8	39.8	10.2	1.5	C
9130	336	14.3	26.8	39.3	17.9	1.8	B
9160	90	16.7	34.4	27.8	17.8	3.3	B
9170	803	16.6	37.4	35.7	8.5	1.9	C

Powierzchnie we właściwym stanie ochrony pod względem składu gatunkowego drzewostanu stanowią największy udział w typie siedliska przyrodniczego 9130 (Tab. 48) a najniższy w grądzie subatlantyckim. Drzewostany grądu subatlantyckiego w 1 fazie rozwoju tylko na 13% powierzchni mają w składzie gatunkowym przynajmniej dwa gatunki o udziale w pierśnicowym polu przekroju wynoszącym minimum 10%. Jest to ponad dwukrotnie mniej niż w grądzie środkowoeuropejskim i subkontynentalnym.

Tabela 48. Średni udział w pierśnicowym polu przekroju drzewostanu gatunków głównych (H), domieszkowych (N) i pionierskich (P) na powierzchniach WISL w regionie biogeograficznym kontynentalnym oraz rozkład ocen wskaźnika „gatunki typowe – drzewostan główny”.

Typ siedliska	Faza rozwoju drzewostanu	Liczba powierzchni	Średni udział gatunków			ND*	Udział (%) ocen		
			H	H+N	N		A	B	C
9110	1	60	59.5	89.1	94.1	0	42.3	12.8	21.8
	od 2 do 5	204	55.7	90.2	93.2	0	37.4	5.9	32.2
9130	1	48	62.5	91.2	93.7	0	31.7	9.8	17.1
	od 2 do 5	288	52.8	89.2	90.8	0	20.2	3.1	21.1
9160	1	15	59.9	60.9	73.5	13.3	46.7	0.0	53.3
	od 2 do 5	75	66.2	71.0	79.8	29.3	18.7	40.0	41.3
9170	1	133	53.2	74.3	88.3	34.6	42.9	17.3	39.8
	od 2 do 5	670	48.9	67.3	90.9	31.9	7.8	35.5	56.7

*ND – udział powierzchni z przynajmniej dwoma gatunkami głównymi o udziale minimum 10% każdy.

Najpoważniejszym upośledzeniem siedlisk przyrodniczych stwierdzonym na podstawie analizy danych WISL są uszkodzenia gleby obecne na poziomie od 1,4% areału powierzchni próbnej w typie siedliska przyrodniczego 9110 do 3,5% w typie siedliska przyrodniczego 9160. Przekłada się to na niewłaściwy stan ochrony od 6,4% (9110) do 15,6% (9160) powierzchni WISL (Tab. 49).

Tabela 49. Wartości średnie cech waloryzowanych w ramach wskaźników w kategorii „upośledzenia” oraz rozkład ich ocen na powierzchniach WISL w regionie biogeograficznym kontynentalnym.

Wskaźnik	Typ siedliska	Liczba powierzchni	Wartość średnia cechy	Udział (%) ocen		
				A	B	C
Gatunki wskaźnikowe eutrofizacji	9110	264	3.1 ± 0.9	95.1	1.9	3.0
	9130	336	nie podlega ocenie	.	.	.
	9160	90	nie podlega ocenie	.	.	.
	9170	803	nie podlega ocenie	.	.	.
Inwazyjne rośliny drzewiaste*	9110	264	0.27 ± 0.16	98.5	0.4	1.1
	9130	336	0.05 ± 0.05	99.7	0.0	0.3
	9160	90	0.94 ± 0.76	95.6	2.2	2.2
	9170	803	1.82 ± 0.40	92.8	4.0	3.2
Uszkodzenia gleby	9110	264	1.40 ± 0.31	91.7	1.9	6.4
	9130	336	1.61 ± 0.32	91.4	1.5	7.1
	9160	90	3.49 ± 0.87	83.3	1.1	15.6
	9170	803	1.70 ± 0.24	91.0	2.2	6.7

*udział w pierścicowym polu przekroju drzewostanu

6.3.5.2. Ocena stanu ochrony

6.3.5.2.1. 9110 – Kwaśne buczyny

Ocena kryteriów

Stan siedliska badany w ramach kryterium „struktura siedliska” został oceniony jako właściwy na 62,5% powierzchni próbnych (Tab. 50). Niewystarczające zasoby martwego drewna i niewłaściwa struktura przestrzenna zostały zrekompensowane przez złożoną strukturę pionową lub obecność drzew biocenotycznych.

Tabela 50. Udział kombinacji ocen wskaźników w ramach kryterium „struktura siedliska” (kryterium oceniane na podstawie wartości średniej).

Wskaźnik	Ocena na powierzchniach WISL		
Struktura pionowa drzewostanu	A	B	C
Martwe drewno	C	C	C
Drzewa biocenotyczne	A	A	A
Fazy rozwojowe	C	C	C
Ocena kryterium	B	B	C
Udział (%) powierzchni w danej kombinacji	22.7	39.8	37.5

W ramach kryterium ze względu na ograniczone zasoby danych zbieranych podczas WISL oceniono tylko jeden wskaźnik. Stan siedliska pod względem kryterium „gatunki typowe” jest właściwy na 60,6% powierzchni (Tab. 51).

Tabela 51. Udział kombinacji ocen wskaźników w ramach kryterium „gatunki typowe”.

Wskaźnik	Ocena na powierzchniach WISL		
Starodrzew	.	.	.
Młody drzewostan	.	.	.
Drzewostan główny	A	B	C
Ocena kryterium	A	B	C
Udział (%) powierzchni w danej kombinacji	50,8	9,8	39,4

Stan siedliska pod względem kryterium „upośledzenia” jest właściwy na 90,2% powierzchni próbnych (Tab. 52), a jego ocenę w największym stopniu obniżały uszkodzenia gleby.

Tabela 52. Udział kombinacji ocen wskaźników w ramach kryterium „upośledzenia” typu siedliska przyrodniczego 9110 (ocena kryterium wg zasady najgorszy decyduje).

Wskaźnik	Ocena								
Gatunki wskaźnikowe eutrofizacji	A	A	B	A	A	C	A	A	C
Inwazyjne rośliny zielne	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Inwazyjne rośliny drzewiaste	A	A	A	B	A	A	C	C	A
Uszkodzenia gleby	A	B	A	A	C	A	A	C	C
Ocena kryterium	A	B	B	B	C	C	C	C	C
Udział (%) powierzchni w danej kombinacji	86.0	1.9	1.9	0.4	5.7	2.7	0.8	0.4	0.4
Razem oceny	A - 86%; B - 4,2%; C - 9.8%								

Ocena parametru „struktura i funkcje” na powierzchniach próbnych

Stan siedliska przyrodniczego oceniany w ramach parametru „struktura i funkcje” jest właściwy na 85,2% powierzchni (A – 22,3%), a jego ocenę obniżyło w największym stopniu jednocześnie występowanie niewłaściwej struktury siedliska i niewłaściwego stanu gatunków typowych (Tab. 53).

Tabela 53. Udział kombinacji ocen kryteriów w ramach oceny stanu siedliska na powierzchni próbnej WISL dla typu siedliska przyrodniczego 9110 (agregacja kryteriów przy użyciu schematu Pinenberg).

Kryterium	Ocena na powierzchniach WISL														
Struktura siedliska	B	C	B	B	B	B	B	C	B	C	C	B	C	C	C
Gatunki typowe	A	A	C	B	C	B	A	B	C	A	C	C	A	C	C
Upośledzenia	A	A	A	A	B	C	C	A	B	B	A	C	C	C	B
Ocena końcowa	A	B	B	B	B	B	B	B	B	B	C	C	C	C	C
Udział (%)	22.3	24.6	23.1	6.1	2.7	2.3	1.5	1.5	0.8	0.4	8.3	3.8	1.1	1.1	0.4
powierzchni w danej kombinacji															
Razem oceny	A - 22,3%; B - 62,9%; C - 14,8%														

Ocena regionu biogeograficznego

Udział powierzchni próbnych z oceną „C” parametru „struktura i funkcje” wynosi 14,8%, a więc ocena tego parametru w regionie biogeograficznym według metody zastosowanej w raporcie do KE z 2013 roku wynosi FV (Tab. 54). Również ocena parametru „struktura i funkcje” w regionie biogeograficznym według metody zastosowanej w raporcie do KE z 2019 roku wynosi FV (wartość wskaźnika ważonego wynosi 0,756). Ponieważ wszystkie parametry zostały ocenione na FV również ocena ogólna stanu ochrony siedliska przyrodniczego w regionie kontynentalnym jest właściwy (FV).

Tabela 54. Oceny parametrów oraz ocena ogólna stanu ochrony siedliska 9110.

Metoda oceny parametru SiF	Zasięg siedliska	Powierzchnia siedliska	Struktura i Funkcje	Perspektywy ochrony	Ocena ogólna
Wg. raportu do KE z 2013	FV	FV	FV	FV	FV
Wg. raportu do KE z 2019	FV	FV	FV	FV	FV

6.3.5.2.2. 9130 – Żyzne buczyny

Ocena kryteriów

Stan siedliska badany w ramach kryterium „struktura siedliska” został oceniony jako właściwy (B) na wszystkich powierzchniach próbnych (Tab. 55).

Tabela 55. Udział kombinacji ocen wskaźników w ramach kryterium „struktura siedliska” (kryterium oceniane na podstawie wartości średniej).

Wskaźnik	Ocena na powierzchniach WISL		
Struktura pionowa drzewostanu	A	B	C
Martwe drewno	B	B	B
Drzewa biocenotyczne	C	C	C
Fazy rozwojowe	B	B	B
Ocena kryterium	B	B	B
Udział (%) powierzchni w danej kombinacji	26.5	39.9	33.6

W ramach kryterium ze względu na ograniczone zasoby danych zbieranych podczas WISL oceniono tylko jeden wskaźnik. Stan siedliska pod względem kryterium „gatunki typowe” jest właściwy na 55,1% powierzchni (Tab. 56).

Tabela 56. Udział kombinacji ocen wskaźników w ramach kryterium „gatunki typowe”.

Wskaźnik	Ocena na powierzchniach WISL		
Starodrzew	.	.	.
Młody drzewostan	.	.	.
Drzewostan główny	A	B	C
Ocena kryterium	A	B	C
Udział (%) powierzchni w danej kombinacji	46.7	8.3	44.9

Stan siedliska pod względem kryterium „upośledzenia” jest właściwy na 92,6% powierzchni (Tab. 57), a największy wpływ na jego ocenę miał wskaźnik „uszkodzenia gleby”.

Tabela 57. Udział kombinacji ocen wskaźników w ramach kryterium „upośledzenia” typu siedliska przyrodniczego 9130 (ocena kryterium wg zasady najgorszy decyduje).

Wskaźnik	Ocena			
Gatunki wskaźnikowe eutrofizacji	nie podlega ocenie			
Inwazyjne rośliny zielne	.	.	.	.
Inwazyjne rośliny drzewiaste	A	A	A	C
Uszkodzenia gleby	A	B	C	A
Ocena kryterium	A	B	C	C
Udział (%) powierzchni w danej kombinacji	91.1	1.5	7.1	0.3
Razem	A - 91.1%; B - 1.5%; C - 7.4%			

Ocena parametru „struktura i funkcje” na powierzchniach próbnych

Stan siedliska przyrodniczego oceniany w ramach parametru „struktura i funkcje” jest właściwy na 96% powierzchni (A – 42,3%), a jego ocenę obniżyło w największym stopniu jednocześnie występowanie upośledzeń i niewłaściwego stanu gatunków typowych (Tab. 58).

Tabela 58. Udział kombinacji ocen kryteriów w ramach oceny stanu siedliska na powierzchni próbnej WISL dla typu siedliska przyrodniczego 9130 (agregacja kryteriów przy użyciu schematu Pinenberg).

Kryterium	Ocena							
Struktura siedliska	B	B	B	B	B	B	B	B
Gatunki typowe	A	C	B	A	B	C	A	C
Upośledzenia	A	A	A	C	C	B	B	C
Ocena powierzchni	A	B	B	B	B	B	B	C
Udział (%) powierzchni w danej kombinacji	42.3	41.4	7.4	3.9	0.9	0.9	0.6	2.7
Razem oceny	A - 42.3%; B - 55,1%; C - 2.7%							

Ocena regionu biogeograficznego

Udział powierzchni próbnych z oceną „C” parametru „struktura i funkcje” wynosi 2,7%, a więc ocena tego parametru w regionie biogeograficznym według metody zastosowanej w raporcie do KE z 2013 roku wynosi FV (Tab. 59). Również ocena parametru „struktura i funkcje” w regionie biogeograficznym według metody zastosowanej w raporcie do KE z 2019 roku wynosi FV (wartość wskaźnika ważonego wynosi 0,868). Ponieważ wszystkie parametry zostały ocenione na FV również ocena ogólna stanu ochrony siedliska przyrodniczego w regionie kontynentalnym jest właściwy (FV).

Tabela 59. Oceny parametrów oraz ocena ogólna stanu ochrony siedliska 9110.

Metoda oceny parametru SiF	Zasięg siedliska	Powierzchnia siedliska	Struktura i Funkcje	Perspektywy ochrony	Ocena ogólna
Wg. raportu do KE z 2013	FV	FV	FV	FV	FV
Wg. raportu do KE z 2019	FV	FV	FV	FV	FV

6.3.5.2.3. 9160 – Grąd subatlantycki

Ocena kryteriów

Stan siedliska badany w ramach kryterium „struktura siedliska” został oceniony jako właściwy na wszystkich powierzchniach próbnych (Tab. 60). Niewystarczające zasoby martwego drewna i uproszczona budowa pionowa zostały zrekompensowane przez właściwą strukturę przestrzenną lub obecność drzew biocenotycznych.

Tabela 60. Udział kombinacji ocen wskaźników w ramach kryterium „struktura siedliska” (kryterium oceniane na podstawie wartości średniej).

Wskaźnik	Ocena na powierzchniach WISL		
Struktura pionowa drzewostanu	A	B	C
Martwe drewno	C	C	C
Drzewa biocenotyczne	A	A	A
Fazy rozwojowe	B	B	B
Ocena kryterium	B	B	B
Udział (%) powierzchni w danej kombinacji	30,0	42,2	27,8

W ramach kryterium ze względu na ograniczone zasoby danych zbieranych podczas WISL oceniono tylko jeden wskaźnik. Stan siedliska pod względem kryterium „gatunki typowe” jest właściwy na 57% powierzchni (Tab. 61).

Tabela 61. Udział kombinacji ocen wskaźników w ramach kryterium „gatunki typowe”.

Wskaźnik	Ocena na powierzchniach WISL		
Starodrzew	.	.	.
Młody drzewostan	.	.	.
Drzewostan główny	A	B	C
Ocena kryterium	A	B	C
Udział (%) powierzchni w danej kombinacji	23,3	33,3	43,3

Stan siedliska pod względem kryterium „upośledzenia” jest właściwy na 82,3% powierzchni (Tab. 62), a jego ocenę w największym stopniu obniżały uszkodzenia gleby.

Tabela 62. Udział kombinacji ocen wskaźników w ramach kryterium „upośledzenia” typu siedliska przyrodniczego 9160 (ocena kryterium wg zasady najgorszy decyduje).

Wskaźnik	Ocena na powierzchniach WISL				
Gatunki wskaźnikowe eutrofizacji	nie podlega ocenie				
Inwazyjne rośliny zielne	.	.	.	.	.
Inwazyjne rośliny drzewiaste	A	B	B	A	C
Uszkodzenia gleby	A	A	B	C	A
Ocena kryterium	A	B	B	C	C
Udział (%) powierzchni w danej kombinacji	80,0	1,1	1,1	15,6	2,2
Razem oceny	A - 89,7; B - 2,2%; C - 17,8%				

Ocena parametru „struktura i funkcje” na powierzchniach próbnych

Stan siedliska przyrodniczego oceniany w ramach parametru „struktura i funkcje” jest właściwy na 91% powierzchni (A – 20%), a jego ocenę obniżyło w największym stopniu jednoczesne występowanie upośledzeń i niewłaściwego stanu gatunków typowych (Tab. 63).

Tabela 63. Udział kombinacji ocen kryteriów w ramach oceny stanu siedliska na powierzchni próbnej WISL dla typu siedliska przyrodniczego 9160 (agregacja kryteriów przy użyciu schematu Pinenberg).

Kryterium	Ocena na powierzchniach WISL						
Struktura siedliska	B	B	B	B	B	B	B
Gatunki typowe	A	C	B	B	A	C	C
Upośledzenia	A	A	A	C	C	B	C
Ocena powierzchni	A	B	B	B	B	B	C
Udział (%) powierzchni w danej kombinacji	20,0	32,2	27,8	5,6	3,3	2,2	8,9
Razem oceny	A - 20%; B - 71,1%; C - 8,9%						

Ocena regionu biogeograficznego

Udział powierzchni próbnych z oceną „C” parametru „struktura i funkcje” wynosi 8,9%, a więc ocena tego parametru w regionie biogeograficznym według metody zastosowanej w raporcie do KE z 2013 roku wynosi FV (Tab. 64). Również ocena parametru „struktura i funkcje” w regionie biogeograficznym według metody zastosowanej w raporcie do KE z 2019 roku wynosi FV (wartość wskaźnika ważonego wynosi 0,787). Ponieważ parametr „perspektywy ochrony” został oceniony na U1 jest on jedynym czynnikiem limitującym ocenę ogólną stanu ochrony siedliska przyrodniczego w regionie kontynentalnym, który z tego powodu został oceniony jako niezadawalający (U1).

Tabela 64. Oceny parametrów oraz ocena ogólna stanu ochrony siedliska 9160.

Metoda oceny parametru SiF	Zasięg siedliska	Powierzchnia siedliska	Struktura i Funkcje	Perspektywy ochrony	Ocena ogólna
Wg. raportu do KE z 2013	FV	FV	FV	U1	U1
Wg. raportu do KE z 2019	FV	FV	FV	U1	U1

6.3.5.2.4. 9170 – Grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny

Ocena kryteriów

Stan siedliska badany w ramach kryterium „struktura siedliska” został oceniony jako właściwy na wszystkich powierzchniach próbnych (Tab. 65). Uproszczona struktura drzewostanu została zrekompensowana przez zasoby martwego drewna i obecność drzew biocenotycznych.

Tabela 65. Udział kombinacji ocen wskaźników w ramach kryterium „struktura siedliska” (kryterium oceniane na podstawie wartości średniej).

Wskaźnik	Ocena na powierzchniach WISL		
Struktura pionowa drzewostanu	A	B	C
Martwe drewno	B	B	B
Drzewa biocenotyczne	A	A	A
Fazy rozwojowe	C	C	C
Ocena kryterium	B	B	B
Udział (%) powierzchni w danej kombinacji	41,7	43,5	14,8

W ramach kryterium ze względu na ograniczone zasoby danych zbieranych podczas WISL oceniono tylko jeden wskaźnik. Stan siedliska pod względem kryterium „gatunki typowe” jest właściwy na 46,1% powierzchni (Tab. 66).

Tabela 66. Udział kombinacji ocen wskaźników w ramach kryterium „gatunki typowe”.

Wskaźnik	Ocena na powierzchniach WISL		
Starodrzew	.	.	.
Młody drzewostan	.	.	.
Drzewostan główny	A	B	C
Ocena kryterium	A	B	C
Udział (%) powierzchni w danej kombinacji	13.6	32.5	53.9

Stan siedliska pod względem kryterium „upośledzenia” jest właściwy na 90,5% powierzchni (Tab. 67), a jego ocenę w największym stopniu obniżały uszkodzenia gleby.

Tabela 67. Udział kombinacji ocen wskaźników w ramach kryterium „upośledzenia” typu siedliska przyrodniczego 9170 (ocena kryterium wg zasady najgorszy decyduje).

Wskaźnik	Ocena na powierzchniach WISL						
Gatunki wskaźnikowe eutrofizacji	nie podlega ocenie						
Inwazyjne rośliny zielne	.	.	.	.	.	.	.
Inwazyjne rośliny drzewiaste	A	A	B	B	C	C	A
Uszkodzenia gleby	A	B	A	C	C	A	C
Ocena kryterium	A	B	B	C	C	C	C
Udział (%) powierzchni w danej kombinacji	84,7	2,2	3,6	0,4	0,5	2,7	5,8
Razem oceny	A - 84,7; B - 5,8%; C - 9,5%						

Ocena parametru „struktura i funkcje” na powierzchniach próbnych

Stan siedliska przyrodniczego oceniany w ramach parametru „struktura i funkcje” jest właściwy na 94,2% powierzchni (A – 12,0%), a jego ocenę obniżyło w największym stopniu jednocześnie występowanie upośledzeń i niewłaściwego stanu gatunków typowych (Tab. 68).

Tabela 68. Udział kombinacji ocen kryteriów w ramach oceny stanu siedliska na powierzchni próbnej WISL dla typu siedliska przyrodniczego 9170 (agregacja kryteriów przy użyciu schematu Pinenberg).

Kryterium	Ocena na powierzchniach WISL								
Struktura siedliska	B	B	B	B	B	B	B	B	B
Gatunki typowe	A	C	B	C	B	B	A	C	C
Upośledzenia	A	A	A	B	B	C	C	B	C
Ocena powierzchni	A	B	B	B	B	B	B	B	C
Udział (%) powierzchni w danej kombinacji	12.0	44.8	27.9	3.2	2.5	2.1	1.5	0.1	5.9
Razem oceny	A - 12%; B - 82,1%; C - 5,9%								

Ocena regionu biogeograficznego

Udział powierzchni próbnych z oceną „C” parametru „struktura i funkcje” wynosi 5,9%, a więc ocena tego parametru w regionie biogeograficznym według metody zastosowanej w raporcie do KE z 2013 roku wynosi FV (Tab. 69). Również ocena parametru „struktura i funkcje” w regionie biogeograficznym według metody zastosowanej w raporcie do KE z 2019 roku wynosi FV (wartość wskaźnika ważonego wynosi 0,789). Ponieważ parametr „perspektywy ochrony” został oceniony na U1 jest on jedynym czynnikiem limitującym ocenę ogólną stanu ochrony siedliska przyrodniczego w regionie kontynentalnym, który z tego powodu został oceniony jako niezadawalający (U1).

Tabela 69. Oceny parametrów oraz ocena ogólna stanu ochrony siedliska 9170.

Metoda oceny parametru SiF	Zasięg siedliska	Powierzchnia siedliska	Struktura i Funkcje	Perspektywy ochrony	Ocena ogólna
Wg. raportu do KE z 2013	FV	FV	FV	U1	U1
Wg. raportu do KE z 2019	FV	FV	FV	U1	U1

6.3.6. Polska

6.3.6.1. 9110 – Kwaśne buczyny

Jedyny wskaźnik kardynalny jakim jest „charakterystyczna kombinacja florystyczna” został oceniony na FV na 10 z 12 badanych powierzchni (Tab. 70). Na ponad połowie badanych stanowisk skład drzewostanu oceniono jako niewłaściwy dla siedliska, podobnie oceniono zasoby martwego drewna. W przypadku wskaźników „inwazyjne gatunki obce w podszybie i runie”, „ekspansywne gatunki rodzime” oraz „wiek drzewostanu” nadane cechy na większości stanowisk zostały ocenione jako właściwe dla siedliska. Stan siedliska w regionie biogeograficznym jest niezadawalający (Tab. 71). Determinuje go niezadawalający stan parametru „struktura i funkcje” na co największy wpływ miały zasoby martwego drewna.

Tabela 70. Wartości wskaźników, parametrów i stanu ochrony na stanowiskach monitoringowych siedliska 9110 (numeracja zgodnie z porządkiem alfabetycznym nazw stanowisk PMS).

Wskaźnik/parametr	Numer stanowiska												Udział (%)		
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	FV	U1	U2
Charakterystyczna kombinacja florystyczna*	U1	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	U1	83,3	16,7	0,0
Skład drzewostanu	U1	U2	FV	U1	U1	U1	U2	U1	FV	U1	FV	U1	25,0	58,3	16,7
Inwazyjne gatunki obce w podszybie i runie	U1	FV	U1	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	U1	75,0	25,0	0,0
Ekspansywne gatunki rodzime w runie	U1	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	91,7	8,3	0,0
Struktura pionowa i przestrzenna roślinności	FV	U1	FV	U1	FV	FV	U1	U1	FV	U1	FV	FV	58,3	41,7	0,0
Wiek drzewostanu (udział starodrzewu)	FV	FV	FV	U2	FV	FV	FV	U1	FV	FV	FV	FV	83,3	8,3	8,3
Naturalne odnowienie drzewostanu	U1	FV	U1	FV	FV	FV	FV	FV	U1	U1	FV	U1	58,3	41,7	0,0
Gatunki obce w drzewostanie	FV	U1	FV	FV	FV	FV	U2	U2	FV	FV	FV	U2	66,7	8,3	25,0
Martwe drewno (łącznie zasoby)	U1	U1	U2	U2	FV	FV	U2	U2	U2	U2	FV	U2	25,0	16,7	58,3
Martwe drewno wielkowymiarowe	U2	U2	U2	U2	FV	FV	U2	U2	U2	U2	FV	U2	25,0	0,0	75,0
Mikrosiedliska drzewne	FV	FV	FV	U1	FV	FV	U1	FV	FV	U1	FV	FV	75,0	25,0	0,0
Inne zniekształcenia	FV	U1	FV	U2	FV	FV	U1	FV	FV	FV	FV	FV	75,0	16,7	8,3
Struktura i funkcje	U1	U1	U1	U1	FV	FV	U1	U1	U1	U1	FV	U1	25,0	75,0	0,0
Powierzchnia siedliska	FV	FV	FV	U1	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	91,7	8,3	0,0
Perspektywy ochrony	U1	FV	U1	U2	FV	FV	U1	FV	FV	FV	FV	FV	66,7	25,0	8,3
Ocena ogólna	U1	U1	U1	U2	FV	FV	U1	U1	U1	U1	FV	U1	25,0	66,7	8,3

* wskaźnik kardynalny

Tabela 71. Oceny parametrów oraz ocena ogólna stanu ochrony siedliska przyrodniczego 9110 w regionie biogeograficznym kontynentalnym.

Zasięg siedliska	Powierzchnia siedliska	Struktura i Funkcje	Perspektywy ochrony	Ocena ogólna
FV	FV	U1	FV	U1

6.3.6.2. 9130 – Żyzne buczyny

Ocena siedliska 9130 według metodyki polskiej wykazała, że na ponad 60% badanych stanowisk charakterystyczna kombinacja florystyczna jest niewłaściwa (Tab. 72). Równocześnie

na 50% stanowisk stwierdzono gatunki inwazyjne w podszytcie i runie. Stwierdzono niewłaściwy stan zasobów martwego drewna. Pozostałe badane cechy siedliska w ramach wskaźników w większości przypadków zostały ocenione na FV. Niemniej jednak parametr „struktura i funkcje” na wszystkich powierzchniach został określony jako niewłaściwy (U1) co bezpośrednio determinowało taką samą ocenę stanu ochrony parametru „struktura i funkcje” oraz ocenę ogólną stanu ochrony siedliska w regionie biogeograficznym (Tab. 73).

Tabela 72. Wartości wskaźników, parametrów i stanu ochrony na stanowiskach monitoringowych siedliska 9130 (numeracja zgodnie z porządkiem alfabetycznym nazw stanowisk PMS).

Wskaźnik/parametr	Numer stanowiska												Udział (%)		
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	FV	U1	U2
Charakterystyczna kombinacja florystyczna*	U1	FV	FV	FV	U1	U1	FV	U1	U1	U1	U1	U1	33,3	66,7	0,0
Skład drzewostanu	FV	FV	FV	FV	U1	FV	FV	U1	FV	U1	FV	FV	75,0	25,0	0,0
Inwazyjne gatunki obce w podszytcie i runie	FV	FV	FV	FV	U2	U2	FV	U1	FV	U1	U1	U2	50,0	25,0	25,0
Ekspansywne gatunki rodzime w runie	FV	U1	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	91,7	8,3	0,0
Struktura pionowa i przestrzenna roślinności	FV	U1	U1	FV	FV	FV	U1	U2	U1	FV	FV	FV	58,3	33,3	8,3
Wiek drzewostanu (udział starodrzewu)	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	U1	U1	U1	FV	FV	75,0	25,0	0,0
Naturalne odnowienie drzewostanu	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	U1	U1	U1	FV	FV	75,0	25,0	0,0
Gatunki obce w drzewostanie	FV	FV	FV	FV	U1	FV	FV	FV	FV	U2	FV	FV	83,3	8,3	8,3
Martwe drewno (łącznie zasoby)	U1	U2	U2	U2	U1	U1	U2	U2	U2	U2	FV	FV	16,7	25,0	58,3
Martwe drewno wielkowymiarowe	U2	U2	U2	U2	U2	U2	U2	U2	U2	U2	U2	FV	8,3	0,0	91,7
Mikrosiedliska drzewne	FV	U1	U1	FV	FV	FV	FV	FV	U1	FV	FV	FV	75,0	25,0	0,0
Inne zniekształcenia	FV	FV	FV	FV	U1	U2	FV	FV	FV	U1	FV	FV	75,0	16,7	8,3
Struktura i funkcje	U1	U1	U1	U1	U1	U1	U1	U1	U1	U1	U1	U1	0,0	100	0,0
Powierzchnia siedliska	FV	FV	FV	FV	FV	U1	FV	FV	FV	FV	FV	FV	91,7	8,3	0,0
Perspektywy ochrony	FV	FV	FV	FV	FV	U1	U1	FV	FV	FV	FV	FV	83,3	16,7	0,0
Ocena ogólna	U1	U1	U1	U1	U1	U1	U1	U1	U1	U1	U1	U1	0,0	100	0,0

* wskaźnik kardynalny

Tabela 73. Oceny parametrów oraz ocena ogólna stanu ochrony siedliska przyrodniczego 9130 w regionie biogeograficznym kontynentalnym.

Zasięg siedliska	Powierzchnia siedliska	Struktura i Funkcje	Perspektywy ochrony	Ocena ogólna
FV	FV	U1	FV	U1

6.3.6.3. 9160 – Grąd subatlantycki

Tabela 74. Wartości wskaźników, parametrów i stanu ochrony na stanowiskach monitoringowych siedliska 9160 (numeracja zgodnie z porządkiem alfabetycznym nazw stanowisk PMS).

Wskaźnik/parametr	Numer stanowiska												Udział (%)		
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	FV	U1	U2
Charakterystyczna kombinacja florystyczna runa *	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	U1	U2	FV	U2	75,0	8,3	16,7
Gatunki dominujące w warstwach fitocenozy*	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	U1	U2	FV	U2	75,0	8,3	16,7
Udział w drzewostanie gat. liściastych (bez wczesnosukcesyjnych)	FV	U1	U1	FV	U1	U1	U1	FV	U2	U1	FV	FV	41,7	50,0	8,3
Udział graba*	FV	U1	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	U1	U1	FV	75,0	25,0	0,0
Udział gatunków wczesnosukcesyjnych w drzewostanie	FV	FV	U1	FV	U1	U1	U1	U1	U1	U1	U1	FV	33,3	66,7	0,0
Gat. obce ekologicznie w drzewostanie	FV	FV	FV	FV	U1	FV	FV	FV	U1	U1	FV	FV	75,0	25,0	0,0
Gatunki obce geograficznie w drzewostanie*	FV	U2	FV	FV	U2	FV	FV	U1	U2	U2	FV	U2	50,0	8,3	41,7
Martwe drewno (łącznie zasoby)	FV	FV	FV	FV	U1	FV	U1	FV	U1	U2	FV	FV	66,7	25,0	8,3
Martwe drewno wielkowymiarowe*	U1	FV	U1	U1	U2	FV	U2	FV	U2	U2	FV	FV	41,7	25,0	33,3
Wiek drzewostanu (udział starodrzewu)	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	U1	FV	FV	91,7	8,3	0,0
Naturalne odnowienie drzewostanu	U1	FV	U1	FV	U1	FV	FV	FV	FV	U1	U1	FV	58,3	41,7	0,0
Struktura pionowa i przestrzenna roślinności	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	100,0	0,0	0,0
Inwazyjne gatunki obce w podszybie i runie	U1	FV	U1	FV	U1	FV	U1	U2	FV	U1	U1	U2	33,3	50,0	16,7
Ekspansywne gatunki rodzime w runie	FV	FV	FV	FV	FV	U1	FV	U1	U1	FV	FV	U1	66,7	33,3	0,0
Zniszczenia runa i gleby związane z pozyskaniem drewna	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	100,0	0,0	0,0
Inne zniekształcenia	FV	FV	U1	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	U1	FV	83,3	16,7	0,0
Struktura i funkcje	U1	U2	U1	U1	U2	U1	U2	U1	U2	U2	U1	U2	0,0	50,0	50,0
Powierzchnia siedliska	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	100	0,0	0,0
Perspektywy ochrony	FV	FV	U1	FV	FV	FV	FV	FV	U1	FV	FV	U1	75,0	25,0	0,0
Ocena ogólna	U1	U2	U1	U1	U2	U1	U2	U1	U2	U2	U1	U2	0,0	50,0	50,0

* wskaźnik kardynalny

Na badanych powierzchniach w większości przypadków skład gatunkowy runa jest właściwy (Tab. 74), w warstwach roślinności dominują gatunki typowe dla grądu a udział graba jest wystarczający. Jednakże w drzewostanie jest zbyt mały udział gatunków liściastych w tym

wczesnosukcesyjnych, gatunki obce geograficznie pojawiają się nader często w drzewostanie, a na co trzeciej powierzchni zasoby martwego drewna wielkowymiarowego są złe lub nie ma ich wcale. W konsekwencji czego, parametr „struktura i funkcje” na żadnej powierzchni nie został oceniony na FV. Determinuje to ocenę tego parametru oraz ocenę ogólną stanu ochrony siedliska przyrodniczego na poziomie regionu biogeograficznego, która została określona jako zła (Tab. 75). Perspektywy ochrony na 8 stanowiskach monitoringowych są właściwe, jednakże ocena parametru „perspektywy ochrony” na stanowiskach nie jest decydującym czynnikiem na wynik oceny tego parametru na poziomie regionu biogeograficznego.

Tabela 75. Oceny parametrów oraz ocena ogólna stanu ochrony siedliska przyrodniczego 9160 w regionie biogeograficznym kontynentalnym.

Zasięg siedliska	Powierzchnia siedliska	Struktura i Funkcje	Perspektywy ochrony	Ocena ogólna
FV	FV	U2	U1	U2

6.3.6.4. 9170 – Grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny

Ocena stanu ochrony siedliska 9170 posiada tylko jeden wskaźnik kardynalny. Jest nim „charakterystyczna kombinacja florystyczna” w ramach której skład gatunkowy fitocenozy został oceniony na 7 stanowiskach jako właściwy (Tab. 76). Cechy badane przez wskaźniki „inwazyjne gatunki obce w podszytcie i runie”, „wiek drzewostanu” „martwe drewno wielkowymiarowe” i „martwe drewno łączne zasoby” oceniane były najrzadziej jako właściwe. Dominacja oceny U1 w ramach parametru „struktura i funkcje” na stanowiskach skutkuje oceną U1 zarówno tego parametru jak i ogólnego stanu ochrony w regionie biogeograficznym (Tab. 77).

Tabela 76. Wartości wskaźników, parametrów i stanu ochrony na stanowiskach monitoringowych siedliska 9170 (numeracja zgodnie z porządkiem alfabetycznym nazw stanowisk PMS).

Wskaźnik/parametr	Numer stanowiska												Udział (%)		
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	FV	U1	U2
Charakterystyczna kombinacja florystyczna*	U1	U1	FV	FV	FV	FV	U1	U2	FV	FV	FV	U1	58,3	33,3	8,3
Inwazyjne gatunki obce w podszytcie i runie	U1	FV	FV	FV	FV	FV	U2	U2	U2	FV	FV	U1	58,3	16,7	25,0
Ekspansywne gatunki rodzime w runie	U2	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	U2	83,3	0,0	16,7
Struktura pionowa i przestrzenna roślinności	FV	U1	U1	FV	FV	FV	U1	FV	FV	FV	FV	U1	66,7	33,3	0,0
Wiek drzewostanu (udział starodrzewu)	FV	U1	U1	U1	FV	U1	U1	FV	U1	U1	FV	FV	41,7	58,3	0,0
Naturalne odnowienie drzewostanu	FV	U1	U1	FV	FV	U1	FV	FV	FV	FV	FV	U1	66,7	33,3	0,0
Gatunki obce w drzewostanie	FV	FV	FV	FV	U1	FV	FV	U2	FV	FV	FV	FV	83,3	8,3	8,3
Martwe drewno (łączne zasoby)	U1	U2	U1	U2	FV	U2	U2	U1	U1	FV	FV	FV	33,3	33,3	33,3
Martwe drewno wielkowymiarowe	U2	U2	U2	U2	FV	U2	U2	U2	U2	U2	FV	FV	25,0	0,0	75,0
Mikrosiedliska drzewne	FV	U2	U2	U1	FV	U1	U2	U1	FV	FV	FV	U1	41,7	33,3	25,0
Inne zniekształcenia	U2	FV	FV	FV	FV	FV	FV	U2	FV	FV	FV	FV	83,3	0,0	16,7
Struktura i funkcje	U1	U1	U1	U1	FV	U1	U1	U2	U1	U1	FV	U1	16,7	75,0	8,3
Powierzchnia siedliska	U2	FV	FV	FV	FV	FV	FV	U1	FV	FV	FV	FV	83,3	8,3	8,3
Perspektywy ochrony	U1	FV	FV	FV	FV	FV	U1	U1	U1	FV	FV	FV	66,7	33,3	0,0
Ocena ogólna	U2	U1	U1	U1	FV	U1	U1	U2	U1	U1	FV	U1	16,7	66,7	16,7

* wskaźnik kardynalny

Tabela 77. Oceny parametrów oraz ocena ogólna stanu ochrony siedliska przyrodniczego 9170 w regionie biogeograficznym kontynentalnym.

Zasięg siedliska	Powierzchnia siedliska	Struktura i Funkcje	Perspektywy ochrony	Ocena ogólna
FV	FV	U1	U1	U1

6.4. Porównanie wyników monitoringu

Porównanie ocen parametrów i oceny ogólnej stanu ochrony siedlisk przyrodniczych przy użyciu różnych metodyk przedstawia Tabela 78. Ocena ogólna stanu ochrony siedliska jest pochodną ocen uzyskanych w ramach badanych parametrów. Ocena w ramach parametru „zasięg siedliska” i „powierzchnia siedliska” nie różni się pomiędzy porównywanymi metodykami ponieważ jest od nich niezależna i dotyczy tego samego obszaru. Podobnie ocena uzyskiwana w ramach parametru „perspektywy ochrony” nie różni się pomiędzy metodykami krajowymi za wyjątkiem metodyki czeskiej, która precyzyjnie określa w jaki sposób należy określić stan perspektyw ochrony. Z jednej strony sformalizowanie oceny pozwala na jej porównywalność w czasie i ułatwia jej wyprowadzenie, z drugiej jednak strony może takie rozwiązanie pomijać inne, nieuwzględnione w formule przesłanki a otrzymany wynik nie odzwierciedlać stanu rzeczywistego.

Tabela 78. Porównanie ocen parametrów i oceny ogólnej stanu ochrony siedlisk przyrodniczych w regionie biogeograficznym uzyskanych przy użyciu metodyk z wybranych krajów UE.

Kraj	Siedlisko	Zasięg siedliska	Powierzchnia siedliska	Struktura i Funkcje	Perspektywy ochrony	Ocena ogólna
Czechy	9110	FV	FV	U1	U1	U1
	9130	FV	FV	U1	U1	U1
	9160	.	.	.	.	.
	9170	FV	FV	U2	U1	U2
Dania	9110	FV	FV	U2	FV	U2
	9130	FV	FV	U2	FV	U2
	9160	FV	FV	U2	U1	U2
	9170	FV	FV	U2	U1	U2
Francja	9110	.	.	.	.	.
	9130	.	.	.	.	.
	9160	FV	FV	U1	U1	U1
	9170	.	.	.	.	.
Niemcy BWI	9110	FV	FV	FV	FV	FV
	9130	FV	FV	FV	FV	FV
	9160	FV	FV	FV	U1	U1
	9170	FV	FV	FV	U1	U1
Niemcy FFH	9110	FV	FV	U1	FV	U1
	9130	FV	FV	U1	FV	U1
	9160	FV	FV	U1	U1	U1
	9170	FV	FV	U1	U1	U1
Polska	9110	FV	FV	U1	FV	U1
	9130	FV	FV	U1	FV	U1
	9160	FV	FV	U2	U1	U2
	9170	FV	FV	U1	U1	U1

Ocena uzyskiwana w ramach parametru „struktura i funkcji”, determinującą niemalże w każdym przypadku ocenę ogólną stanu ochrony siedliska przyrodniczego w regionie, wykazuje stosunkowo niskie zróżnicowanie lub nawet jego brak w ramach stosowanych metodyk, natomiast cechuje się stosunkowo dużym zróżnicowaniem pomiędzy metodykami.

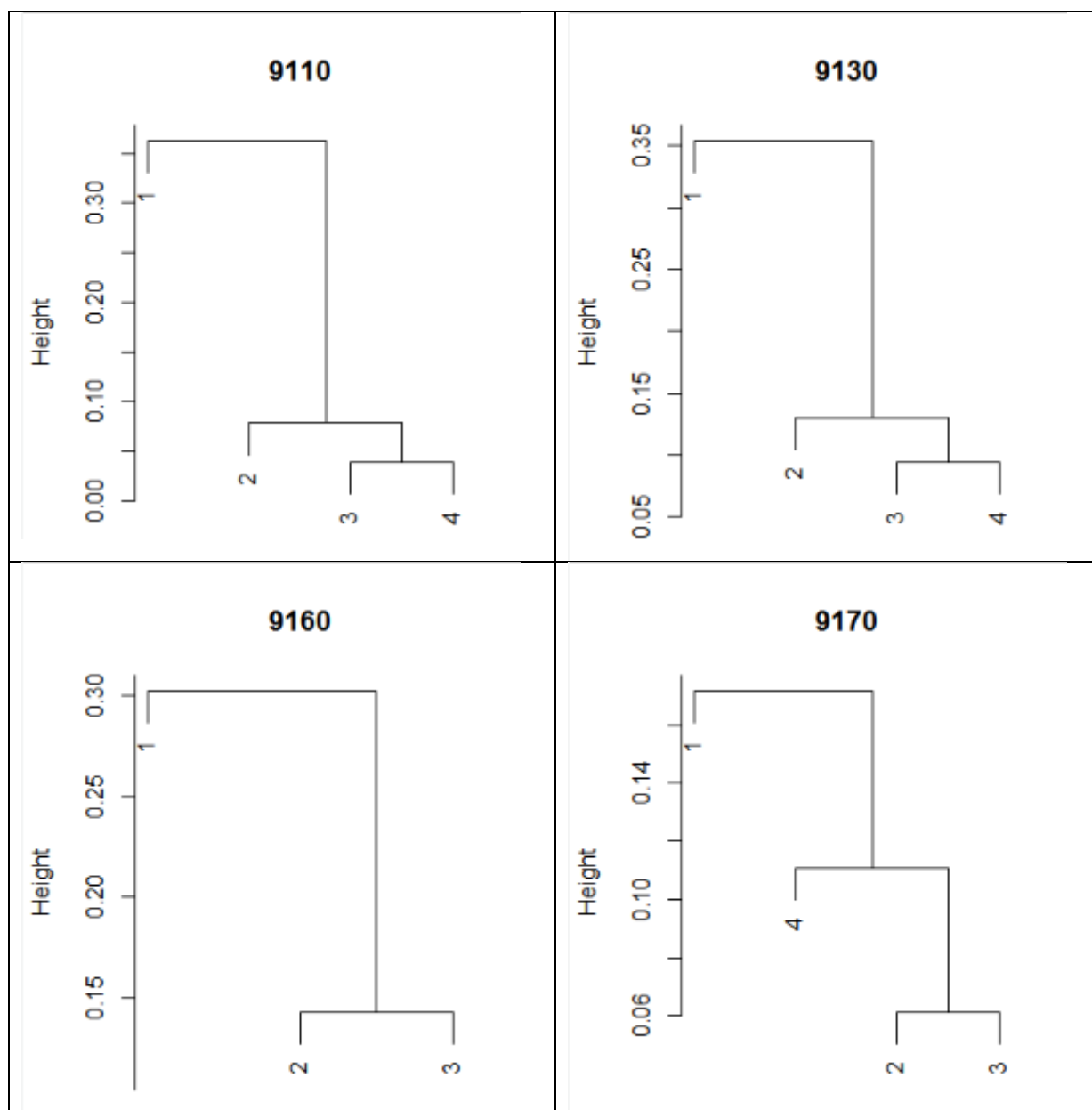
Wynik porównania otrzymanych ocen stanu ochrony siedliska przyrodniczego w ramach parametru „struktura i funkcje” na stanowiskach monitoringowych poszczególnych typów siedlisk przyrodniczych w ramach tej samej metodyki na podstawie jednorodności dyspersji (funkcja „betadisper” w pakiecie „vegan”, miara niepodobieństwa Braya-Curtisa) przy użyciu testu permutacyjnego opartego na 999 iteracjach dał wynik istotny statystycznie ($p < 0,05$) jedynie w przypadku metodyki duńskiej ($F=4,258$, $p=0,013$) i polskiej ($F=10,966$, $p < 0,001$). W przypadku metodyki duńskiej różnica dotyczyła ocen pomiędzy siedliskami 9110 vs 9160 i 9130 vs 9160 ($p < 0,05$), a różnica pomiędzy buczynami a grądem 9170 jest na granicy istotności ($p < 0,1$). Natomiast w przypadku metodyki polskiej różnica w ocenie dotyczyła siedliska 9160 względem pozostałych trzech siedlisk przyrodniczych ($p < 0,05$). W przypadku metodyki czeskiej otrzymano wynik na granicy istotności ($F=2,723$, $p=0,08$) i dotyczył on pary 9110 vs 9170 ($p=0,03$).

Stan siedliska przyrodniczego uzyskiwał najlepsze oceny parametru „struktura i funkcje” na stanowiskach przy zastosowaniu metodyk niemieckich (Tab. 79). Należy jednak zachować dystans względem oceny przeprowadzonej według metodyki niemieckiej bazującej na danych BWI przez wzgląd na szereg adaptacji wykonanych w ramach ekspertyzy. Rozkład ocen parametru „struktura i funkcje” jest identyczny w typie siedliska przyrodniczego 9110 w przypadku metodyki polskiej i czeskiej (25% stanowisk w stanie właściwym). Natomiast użycie metodyki duńskiej na stanowisku w siedlisku przyrodniczym 9110 i 9130 skutkowało niewłaściwym stanem ochrony siedliska na wszystkich stanowiskach. Taki sam wynik uzyskano w przypadku metodyki polskiej w typie siedliska przyrodniczego 9130 i 9160. Nieco lepszy wynik, ale i tak najniższy uzyskano przy zastosowaniu metodyki polskiej w ocenie stanowisk reprezentujących typ siedliska przyrodniczego 9170. Natomiast rozkład ocen przy zastosowaniu metodyki duńskiej w siedlisku 9160 zbliżony jest do wyniku uzyskanego przy zastosowaniu metodyki niemieckiej, a w przypadku siedliska 9170 do wyniku uzyskanego przy zastosowaniu metodyki czeskiej.

Tabela 79. Udział procentowy stanowisk w poszczególnych siedliskach przyrodniczych ocenionych w stopniu równoważnym z właściwym stanem ochrony według różnych metodyk.

Metodyka	Udział (%) ocen równoważnych z właściwym stanem ochrony			
	9110	9130	9160	9170
Czeska	25,0	41,7	.	33,3
Duńska	0,0	0,0	58,3	25,0
Niemiecka FFH	75,0	75,0	75,0	75,0
Niemiecka BWI	83,9	96,0	91,1	94,2
Polska	25,0	0,0	0,0	8,3

Uzyskana oceny stanu ochrony siedliska przyrodniczego w ramach parametru „struktura i funkcje” na stanowiskach monitoringowych wykazuje w przypadku kwaśnych i żyznych buczyn największe podobieństwo pomiędzy metodyką polską i czeską, a największą różnicę względem pozostałych metodyk wykazuje metodyka duńska (Ryc. 15). Natomiast w przypadku analizy ocen na stanowiskach monitoringowych grądu środkowoeuropejskiego i subkontynentalnego obserwujemy znacznie mniejsze różnice w uzyskanych ocenach pomiędzy stosowanymi metodykami. W tym przypadku największe podobieństwo wykazuje metodyka polska i niemiecka FFH-monitoring. W przypadku porównania podobieństwa uzyskanych ocen na stanowiskach monitoringowych grądu subatlantyckiego również obserwujemy najmniejsze różnicę pomiędzy metodyką polską i niemiecką FFH-monitoring.



Ryc. 15. Podobieństwo ocen stanu siedliska przyrodniczego w ramach parametru „struktura i funkcje” na stanowiskach monitoringowych siedlisk przyrodniczych 9110, 9130, 9160 i 9170 uzyskiwanych przy użyciu następujących metodyk oceny stanu ochrony siedliska przyrodniczego: 1 – metodyka duńska, 2 – niemiecka FFH-monitoring, 3 – polska, 4 - czeska. Metoda średnich połączeń przy użyciu odległości Braya-Curtisa na podstawie skali porządkowej ocen poszczególnych metodyk (U2, C, N, Z = 1; U1, B, MP = 2; FV, A, P, D = 3).

Wynik oceny stanu ochrony siedliska przyrodniczego w ramach parametru „struktura i funkcje” na stanowiskach monitoringowych siedliska przyrodniczego 9110 wykazuje silną korelację pomiędzy wynikami uzyskanymi przy użyciu metodyki polskiej i niemieckiej FFH-monitoring oraz polskiej i czeskiej (Tab. 80). Natomiast metodyka czeska i niemiecka FFH-monitoring charakteryzują się średnią siłą korelacji. Pomędzy ocenami uzyskanymi na stanowiskach monitoringowych siedliska przyrodniczego 9130 nie obserwujemy już istotnych statystycznie zależności. W przypadku siedliska 9160 istotna statystycznie korelacja pomiędzy otrzymanymi ocenami zachodzi tylko w przypadku metodyki niemieckiej FFH-monitoring i

polskiej. Natomiast oceny uzyskane na stanowiskach monitoringowych wykazują istotny statystycznie związek we wszystkich przypadkach za wyjątkiem metodyki czeskiej i polskiej. Analizując łącznie wartości uzyskane na wszystkich stanowiskach monitoringowych otrzymujemy znacznie niższą siłę korelacji pomiędzy metodykami i istotna tylko pomiędzy metodyką polską i niemiecką FFH-monitoring, czeską i duńską oraz czeską i niemiecką FFH-monitoring. Warto zauważyć, że pojawiają się również ujemne wyniki korelacje, ale są one nieistotne statystycznie.

Tabela 80. Współzależność pomiędzy uzyskanymi wartościami ocen stanu siedliska w ramach parametru „struktura i funkcje” na powierzchniach monitoringowych siedlisk przyrodniczych 9110, 9130, 9160 i 9170 na podstawie różnych metodyk monitoringu. Współczynnik korelacji rang Spearmana na podstawie skali porządkowej ocen poszczególnych metodyk (U2, C, N, Z = 1; U1, B, MP = 2; FV, A, P, D = 3). Wyniki istotne statystycznie $p < 0,05$ zaznaczono czerwoną czcionką. NA -brak danych lub brak zmienności cechy.

Siedlisko	Metodyka	Czeska	Duńska	Niemiecka FFH	Polska
9110	Czeska	1.00	NA	0.69	0.85
	Duńska	NA	1.00	NA	NA
	Niemiecka FFH	0.69	NA	1.00	0.71
	Polska	0.85	NA	0.71	1.00
9130	Czeska	1.00	NA	0.39	NA
	Duńska	NA	1.00	NA	NA
	Niemiecka FFH	0.39	Na	1.00	NA
	Polska	NA	NA	NA	1.00
9160	Czeska	1.00	NA	NA	NA
	Duńska	NA	1.00	-0.24	-0.17
	Niemiecka FFH	NA	-0.24	1.00	0.71
	Polska	NA	-0.17	0.71	1.00
9170	Czeska	1.00	0.62	0.69	0.57
	Duńska	0.62	1.00	0.82	0.70
	Niemiecka FFH	0.69	0.82	1.00	0.72
	Polska	0.57	0.70	0.72	1.00
Razem	Czeska	1.00	0.45	0.31	-0.20
	Duńska	0.45	1.00	0.16	-0.08
	Niemiecka FFH	0.31	0.16	1.00	0.53
	Polska	-0.20	-0.08	0.53	1.00

Na podstawie uzyskanych wyników stanu ochrony siedliska przyrodniczego w ramach parametru „struktura i funkcje” na poziomie stanowiska monitoringowego można za pomocą zgeneralizowanych modeli liniowych (GLM) obliczyć prawdopodobieństwo wystąpienia sukcesu czyli właściwego stanu ochrony siedliska przyrodniczego w ramach parametru „struktura i funkcje” na stanowisku w zależności od zastosowania konkretnej metodyki. Na podstawie wyników ze stanowisk łącznie dla wszystkich analizowanych typów siedlisk przyrodniczych uzyskujemy w przypadku polskiej metodyki prawdopodobieństwo wystąpienia właściwego stanu ochrony na poziomie 9% (Tab. 81). Gdy jednak na tych samych stanowiskach zastosowalibyśmy metodykę czeską to właściwy stan ochrony (P) występowałby z ponad pięciokrotnie wyższym prawdopodobieństwem. Natomiast gdy zastosujemy metodykę niemiecką FFH-monitoring

otrzymalibyśmy przeszło trzydziestokrotny wzrost liczby powierzchni próbnych w stanie właściwym (A+B). Zastosowanie metodyki duńskiej daje wynik nieistotny statystycznie. Przy użyciu tej samej metody przeanalizowano również w obrębie każdej metodyki wpływ typu siedliska przyrodniczego na prawdopodobieństwo wystąpienia stanu właściwego. W każdym przypadku otrzymano wynik nieistotny statystycznie, a zatem prawdopodobieństwo wystąpienia właściwego stanu ochrony siedliska przyrodniczego w ramach parametru „struktura i funkcje” jest tak samo niezależne od badanego siedliska przyrodniczego.

Tabela 81. Wpływ metodyki na prawdopodobieństwo osiągnięcia właściwego stanu ochrony siedliska przyrodniczego na stanowisku. Na podstawie analizy GLM (famili=binomial). Łącznie wszystkie siedliska przyrodnicze.

	Estymator	SE	z value	p value	Szansa
Intercept (Polska)	-2,398	0,522	-4,592	<0,001	0,09
Czechy	1,705	0,631	2,703	0,007	5,50
Dania	1,063	0,632	1,683	0,092	2,89
Niemcy FFH	3,497	0,620	5,644	<0,001	33,00

AIC=184,48. Szansa jest funkcją eksponecjalną z estymatora.

Tak ogromna różnica pomiędzy otrzymywanymi wynikami przy użyciu metodyki polskiej i niemieckiej w tych samych warunkach nie jest tylko wynikiem różnic w zestawie stosowanych wskaźników i ich waloryzacji, ale jak zaznaczono już w rozdziale poświęconym opisowi koncepcji poszczególnych metodyk, innej interpretacji wyników. Obie metodyki podają wynik na skali porządkowej trzystopniowej. Jednakże stopień środkowy w polskiej metodyce traktowany jest jako stan niewłaściwy, natomiast w niemieckiej metodyce jako właściwy stan ochrony siedliska (co prawda nie tak dobry jak stan A - podczas obliczania oceny parametru „struktura i funkcje” na poziomie regionu przypisuje się stopniowi B wagę o 20% niższą od A, ale czterokrotnie wyższą względem C). W przypadku zastosowania analogicznego podejścia w interpretacji stopnia środkowego oceny stanu ochrony siedliska przyrodniczego otrzymalibyśmy przeszło sześćdziesięciokrotny wzrost liczby powierzchni próbnych w stanie właściwym (Tab. 82).

Tabela 82. Wpływ postrzegania środkowego stopnia stanu ochrony w metodyce polskiej (U1) na prawdopodobieństwo osiągnięcia właściwego stanu ochrony siedliska przyrodniczego na stanowisku. Na podstawie analizy GLM (famili=binomial). Łącznie wszystkie siedliska przyrodnicze.

	Estymator	SE	z value	p value	Szansa
Intercept (U1-> stan niewłaściwy)	-2,398	0,522	-4,592	<0,001	0,09
U1-> stan właściwy	4,166	0,663	6,280	<0,001	64,43

AIC=71,42. Szansa jest funkcją eksponecjalną z estymatora.

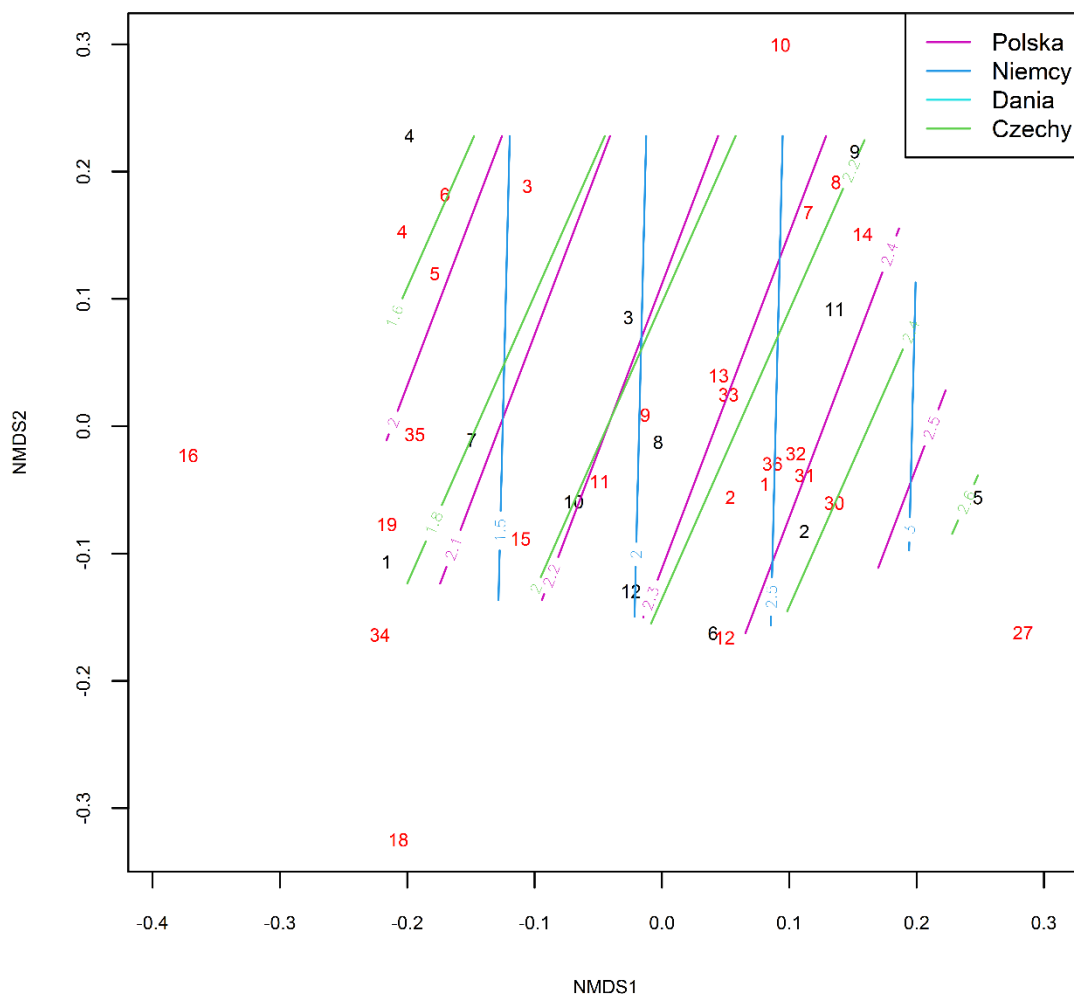
W celu określenia cech siedliska przyrodniczego, które różnicują ocenę stanu jego ochrony w ramach parametru „struktura i funkcje” na poziomie stanowiska monitoringowego wykorzystano analizę NMDS dzięki której w oparciu o rangi współczynnika niepodobieństwa Braya-Curtisa możliwe było uprządkowanie stanowisk monitoringowych w przestrzeni dwumiarowej. Następnie przy użyciu funkcji „ordisurf” z pakietu „vegan” (Oksanen i in. 2020) wykorzystującej uogólnione modele addytywne (GAM) zostały wykreślone gradienty uzyskanych ocen na stanowiskach monitoringowych.

W typie siedliska przyrodniczego 9110 ocena w przypadku metodyki czeskiej i polskiej jest najniższa na stanowiskach charakteryzujących się dużym pokryciem warstwy zielnej oraz krzewów a najwyższa na stanowiskach bogatych w zasoby martwego drewna oraz mikrosiedliska drzewne (Ryc. 16). W przypadku metodyki niemieckiej stanowiska z najniższą oceną związane są z występowaniem gatunków obcych geograficznie ale i gatunków drzewiastych stanowiących pożytek pszczeli. W przypadku metodyki duńskiej zmienność ocen nie występuje gdyż wszystkie stanowiska otrzymały tą samą ocenę (Z - stan siedliska „na pewno zły”). Warto zauważyć, że gradient ocen poszczególnych metodyk zachowuje zależność liniową z uporządkowaniem powierzchni na diagramie.

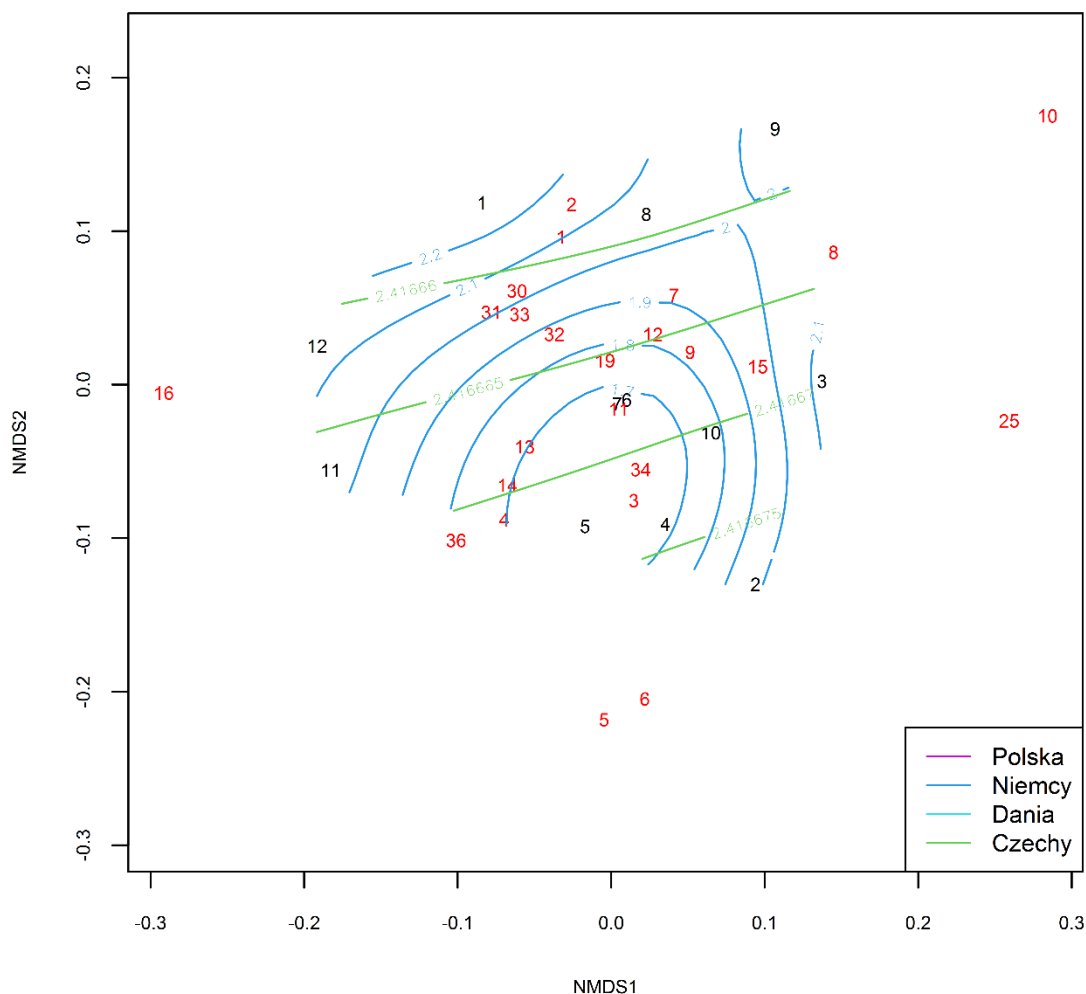
W przypadku typu siedliska przyrodniczego 9130 (Ryc. 17) wszystkie stanowiska przy użyciu metodyki polskiej i duńskiej otrzymały tą samą ocenę (kolejno U1 i Z - stan siedliska „na pewno zły”). Stan siedliska przyrodniczego przy użyciu metodyki czeskiej wykazywał stosunkowo niewielkie zróżnicowanie gradientu i wykazywał zależność liniową z uporządkowaniem powierzchni na diagramie uzyskując najniższe oceny przy dużym pokryciu warstwy runa, natomiast najwyższe przy dużym pokryciu powierzchni przez warstwę drzew. W przypadku metodyki niemieckiej gradient wykazywał zależność nieliniową a najniższe wartości ocen były związane z wysokim pokryciem warstwy krzewów i występowaniem gatunków drzewiastych stanowiących pożytek pszczeli, a najwyższe oceny występowały w obecności wysokiej liczby gatunków chronionych i ekspansywnych oraz wysokim pokryciu powierzchni przez warstwę mszystą i drzewostan.

Typ siedliska przyrodniczego 9160 nie był oceniany przy użyciu metodyki czeskiej. Przy użyciu metodyki polskiej uzyskiwano najwyższe oceny w przypadku wystąpienia na stanowisku wysokich wartości pokrycia powierzchni przez warstwę krzewów, mikrosiedlisk drzewnych, drzew biocenotycznych, wieku drzewostanu, liczebności gatunków drzewiastych stanowiących pożytek pszczeli oraz udziale pokrycia gatunków starych lasów w runie (Ryc. 18). Najniższe oceny związane były z występowaniem wysokiego pokrycia powierzchni przez warstwę zielną, wysoką liczbą gatunków obcych ekologicznie, starych drzew i gatunków wskaźnikowych z metodyki duńskiej. Z kolei metodyka duńska najniższe oceny otrzymywała na stanowiskach charakteryzujących się dużym bogactwem gatunkowym, występowaniem gatunków drzewiastych stanowiących pożytek pszczeli, gatunków obcych ekologicznie i grubych drzew. Oceny najwyższe odnotowały stanowiska bogate w gatunki wskaźnikowe z metodyki duńskiej oraz o wysokim pokryciu warstwy zielnej i mszystej. Oceny uzyskane przy wykorzystaniu metodyki niemieckiej miały najniższe wartości na powierzchniach charakteryzujących się dużym pokryciem warstwy runa oraz wysoką liczbą gatunków obcych geograficznie, najwyższe zaś przy wysokim udziale gatunków diagnostycznych w runie oraz obecności drzew grubych i biocenotycznych.

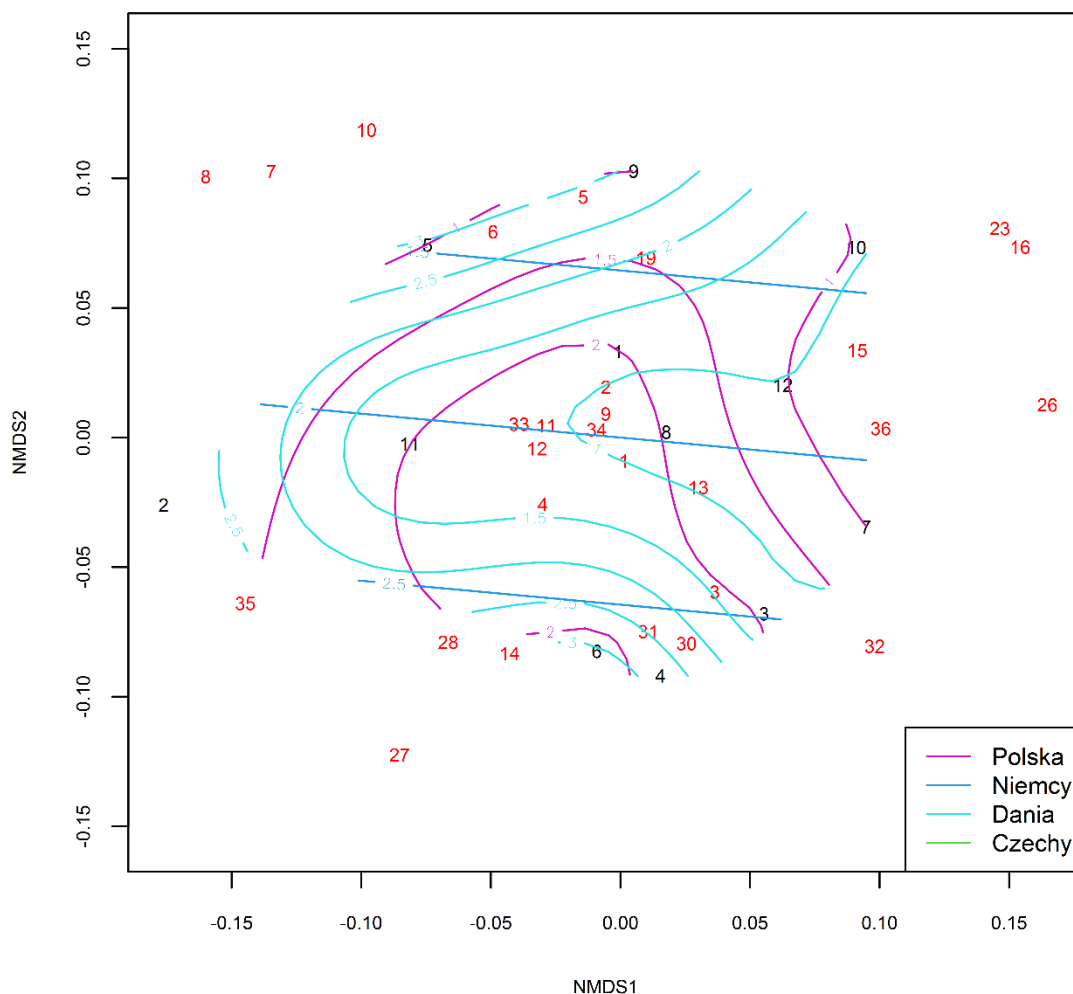
W przypadku typu siedliska przyrodniczego 9170 (Ryc. 19) najwyższe oceny stanu ochrony siedliska przyrodniczego w ramach parametru „struktura i funkcje” niezależnie od metodyki związane były z występowaniem wysokiego pokrycia terenu przez drzewostan i warstwę krzewów oraz występowaniem gatunków podlegających ochronie. Najniższe oceny na stanowiskach monitoringowych związane były głównie z wysokim udziałem w pokryciu runa gatunków obcych ekologicznie, ekspansywnych ale też mszaków oraz występowanie gatunków typowych z metodyki duńskiej oraz drzew z martwicami i dziuplami.



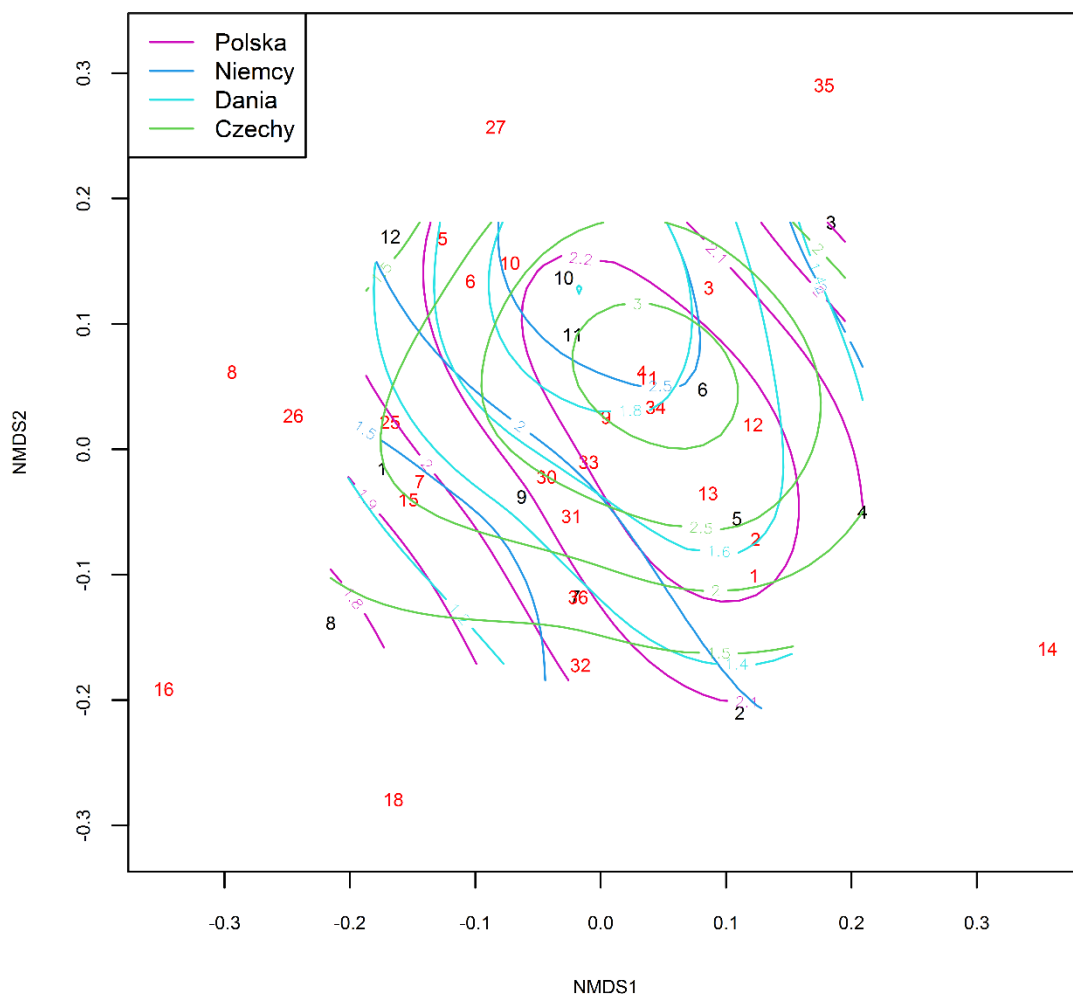
Ryc. 16. Związek pomiędzy zróżnicowaniem cech siedliska a wynikiem oceny w ramach parametru „struktura i funkcje” wyprowadzonej przy użyciu różnych metodyk na stanowiskach monitoringowych typu siedliska przyrodniczego 9110. Analiza NMDS oparta na odległości Braya-Curtisa (odwzorowanie 2D, Stress = 0,12). Zmienne siedliskowe przedstawiono w postaci liczb koloru czerwonego (nazwy zmiennych zgodne z Tab. 20). Liczby koloru czarnego oznaczają położenie w przestrzeni wielowymiarowej stanowisk monitoringowych. Gradient ocen według danej metodyki przedstawiono w postaci czterech prostopadłych do niego linii (linia prostopadła do gradientu jest linią prostą tylko w przypadku wystąpienia zależności liniowej) dzielących go na pięć stopni (niezależnie od wielkości gradientu). Kierunek gradientu wzrasta wraz z wartością przypisaną izolinii. W przypadku braku zmienności ocen izolinie nie są rysowane.



Ryc. 17. Związek pomiędzy zróżnicowaniem cech siedliska a wynikiem oceny w ramach parametru „struktura i funkcje” wyprowadzonej przy użyciu różnych metodyk na stanowiskach monitoringowych typu siedliska przyrodniczego 9130. Analiza NMDS oparta na odległości Braya-Curtisa (odwzorowanie 2D, Stress = 0,15). Zmienne siedliskowe przedstawiono w postaci liczb koloru czerwonego (nazwy zmiennych zgodne z Tab. 20). Liczby koloru czarnego oznaczają położenie w przestrzeni wielowymiarowej stanowisk monitoringowych. Gradient ocen według danej metodyki przedstawiono w postaci czterech prostokątnych do niego linii (linia prostopadła do gradientu jest linią prostą tylko w przypadku wystąpienia zależności liniowej) dzielących go na pięć stopni (niezależnie od wielkości gradientu). Kierunek gradientu wzrasta wraz z wartością przypisaną izolinii. W przypadku braku zmienności ocen izolinie nie są rysowane.



Ryc. 18. Związek pomiędzy zróżnicowaniem cech siedliska a wynikiem oceny w ramach parametru „struktura i funkcje” wyprowadzonej przy użyciu różnych metodyk na stanowiskach monitoringowych typu siedliska przyrodniczego 9160. Analiza NMDS oparta na odległości Braya-Curtisa (odwzorowanie 2D, Stress = 0,17). Zmienne siedliskowe przedstawiono w postaci liczb koloru czerwonego (nazwy zmiennych zgodne z Tab. 20). Liczby koloru czarnego oznaczają położenie w przestrzeni wielowymiarowej stanowisk monitoringowych. Gradient ocen według danej metodyki przedstawiono w postaci czterech prostopadłych do niego linii (linia prostopadła do gradientu jest linią prostą tylko w przypadku wystąpienia zależności liniowej) dzielących go na pięć stopni (niezależnie od wielkości gradientu). Kierunek gradientu wzrasta wraz z wartością przypisaną izolinii. W przypadku braku zmienności ocen izolinie nie są rysowane.



Ryc. 19. Związek pomiędzy zróżnicowaniem cech siedliska a wynikiem oceny w ramach parametru „struktura i funkcje” wyprowadzonej przy użyciu różnych metodyk na stanowiskach monitoringowych typu siedliska przyrodniczego 9170. Analiza NMDS oparta na odległości Braya-Curtisa (odwzorowanie 2D, Stress = 0,15). Zmienne siedliskowe przedstawiono w postaci liczb koloru czerwonego (nazwy zmiennych zgodnie z Tab. 20). Liczby koloru czarnego oznaczają położenie w przestrzeni wielowymiarowej stanowisk monitoringowych. Gradient ocen według danej metodyki przedstawiono w postaci czterech prostopadłych do niego linii (linia prostopadła do gradientu jest linią prostą tylko w przypadku wystąpienia zależności liniowej) dzielących go na pięć stopni (niezależnie od wielkości gradientu). Kierunek gradientu wzrasta wraz z wartością przypisaną izolinii. W przypadku braku zmienności ocen izolinie nie są rysowane.

6.5. Dyskusja

Porównanie ocen stanu ochrony siedliska w ramach parametru „struktura i funkcje” jest możliwe przy zachowaniu zgodności z metodyką w przypadku metodyki czeskiej, duńskiej, niemieckiej FFH-monitoring oraz polskiej. Metodyka francuska wyraźnie zaznacza, że przez wzgląd na jej konstrukcję i między innymi sposób waloryzacji wskaźników i ich agregacji wyprowadzanie oceny na pojedynczych stanowiskach jest niemiarodajne i może prowadzić do błędnych wniosków (Maciejewski 2016a, b). Również metodyka niemiecka bazująca na danych BWI wymaga by część wskaźników, z tych samych powodów co w metodyce francuskiej, oceniana była na możliwie jak największej liczbie powierzchni, a otrzymywana ocena jest wiarygodna tylko na poziomie regionu biogeograficznego. Tak więc ocena przypisana do stanowiska w ramach wskaźników ocenianych na poziomie regionu biogeograficznego jest tylko artefaktem na potrzeby agregacji danych i w żadnym wypadku nie może stanowić ona punktu odniesienia do formułowania na przykład zaleceń ochronnych dla konkretnego stanowiska. Z tego też powodu wyprowadzanie oceny na mało licznej próbie przy użyciu metodyki niemieckiej opartej na danych BWI dało by wynik bezwartościowy. W związku z tym ocenę przy użyciu tej metody wykorzystano na podstawie danych zbieranych w analogicznym do BWI monitoringu to jest na danych Wielkoobszarowej Inwentaryzacji Stanu Lasu (WISL) a za główny cel tego porównania postawiono sobie ocenę możliwości wykorzystania tego typu danych w monitoringu siedlisk przyrodniczych.

W rozdziale dotyczącym porównania wybranych cech siedliska przyrodniczego ocenianych w ramach wskaźników można dostrzec, że cechy te różnią się pomiędzy siedliskami, a analiza PERMANOVA wykazała, że uporządkowanie w przestrzeni ordynacyjnej stanowisk monitoringowych reprezentujących poszczególne typy siedlisk przyrodniczych (przestrzeń zbudowana na podstawie monitorowanych cech siedliska) jest różne za wyjątkiem żyznych buczyn i grądu środkowoeuropejskiego i subkontynentalnego. Zatem należy przypuszczać, że siedliska te będą różniły się również oceną stanu siedliska przyrodniczego w ramach parametru „struktura i funkcje”, a zwłaszcza metodyka czeska i niemiecka FFH-monitoring, które nie różnią się zestawem wskaźników i ich waloryzacją. Teza ta jednak nie znajduje potwierdzenia w otrzymanych wynikach oceny stanu siedliska w ramach parametru „struktura i funkcje” na poziomie regionu biogeograficznego. Za to obserwowana jest tam inna zależność, a mianowicie występowanie tych samych ocen stanu ochrony siedliska przyrodniczego w obrębie poszczególnych metodyk. Może to sugerować tendencyjność każdej z analizowanych metodyk w ramach parametru „struktura i funkcje” na poziomie regionu biogeograficznego, a na pewno brak ich wrażliwości na zmienność struktury i funkcji siedliska w analizowanym zakresie. Trzeba jednak pamiętać, że nie jest to zadanie jakie ma spełniać ocena tego parametru na poziomie regionu. Ocena ta ma przede wszystkim dać informacje o stanie siedliska. A zatem jest całkiem możliwe, że cały analizowany zakres zmienności wszystkich siedlisk mieści się pomiędzy wartościami progowymi. Wpływa z tego ważny wniosek, że porównywane metodyki nie mają uniwersalnego charakteru skoro dają różne wyniki. Przyczyną tego może być dostosowanie waloryzacji do konkretnego obszaru, albo wysoka subiektywność waloryzacji. Porównując zarówno koncepcję poszczególnych monitoringów, zakresy analizowanych cech, sposób agregacji danych i wyprowadzenia oceny na poziomie regionu wydaje się, że przyczyna występowania różnych ocen pomiędzy metodykami, a nie typami siedlisk przyrodniczych, leży w subiektywizmie tych metodyk. A co ważne, to subiektywne postrzeganie właściwego stanu ochrony siedlisk przyrodniczych nie zawsze jest zbieżne pomiędzy porównywanymi krajami. Nie można w tym kontekście odnieść się do metodyki francuskiej, ponieważ na jej podstawie wykonano ocenę stanu ochrony siedliska przyrodniczego tylko w jednym typie siedliska przyrodniczego.

Oceny stanu ochrony siedliska przyrodniczego w ramach parametru „struktura i funkcje” na poziomie stanowiska oddają nieco lepiej różnice pomiędzy siedliskami w zakresie ich zmienności. Przy użyciu metodyki niemieckiej FFH-monitoring udział stanowisk w niewłaściwym stanie ochrony jest dokładnie taki sam niezależnie od siedliska. Nie udało się wykazać różnic w ocenach stanowisk pomiędzy typami siedlisk przyrodniczych. Ponieważ metodyka ta nie różni się waloryzacją wskaźników i tylko nieznacznie zestawem wskaźników pomiędzy siedliskami powinna oddawać różnice pomiędzy analizowanymi typami siedlisk przyrodniczych. Skoro jednak tak nie jest, należy więc uznać, że jest ona zbyt mało wrażliwa. Przyczyną może być tutaj wielokrotne uśrednianie wyników podczas agregacji wskaźników. Zatem niemiecka metodyka jest bardzo dobrym narzędziem na potrzeby rozliczania zobowiązań w ramach sprawozdawczości do KE ale niestety nie dostarcza wiarygodnych danych na temat stanu siedliska przyrodniczego. Poprzez kodowanie pomiarów na stanowisku uniemożliwia też szczegółową analizę zmienności w czasie mierzonych cech siedliska. Możliwe jest użycie tylko testów nieparametrycznych a dane dostarczane do analiz mają tylko trzy wartości na skali porządkowej.

Takie same wady odnośnie oceny stanu ochrony co metodyka niemiecka posiada również metodyka francuska. Ma ona jednak przewagę nad metodyką niemiecką w postaci rejestrowania na stanowiskach monitoringowych danych na skali przeważnie ilościowej, które pozwalają na znacznie większą swobodę ich analiz, a nawet wykonanie powtórnej, wiarygodnej oceny stanu ochrony siedliska przy zmienionej waloryzacji wskaźników w wyniku np. poprawy stanu wiedzy. Jest to niezwykle ważne ponieważ warunkuje to sens prowadzenia monitoringu. Niestety taką dokładnością danych wyróżnia się tylko metodyka duńska i francuska. Metodyka niemiecka oparta na danych BWI korzysta również z danych o tej samej jakości, ale nie są one tak wyczerpujące ponieważ zostały zaadaptowane z istniejącego już monitoringu, którego cykl jest prawie dwukrotnie dłuższy.

Oceny uzyskane w metodyce duńskiej oddają różnice pomiędzy cechami siedliska buczyn i grądów (co potwierdzono przy użyciu testu permutacyjnego) oraz w obrębie grądów to w przypadku buczyn ich nie odzwierciedlają zupełnie. Powodem tego jest niedostosowanie waloryzacji wskaźników lub niewłaściwy ich dobór. Niemniej jednak metodyka duńska w przypadku wystąpienia takich sytuacji w rzeczywistości umożliwia rozwiązanie tego problemu. Bowiem w ramach monitoringu zbierany jest we wszystkich typach siedlisk leśnych (za wyjątkiem 91D0 i 91E0) w taki sam sposób szereg danych na skali ilościowej co pozwala na optymalizację zestawu wskaźników i ich waloryzacji w przypadku uzyskania tendencyjnych wyników. Z tego też powodu duński raport do KE o stanie ochrony siedlisk przyrodniczych zawiera tylko część badanych wskaźników. Zawiera m.in. takie wskaźniki, które powstają na zasadzie syntezy zbieranych danych, jak „liczba gatunków drzewiastych stanowiących pożytek pszczeli”, który nie jest przecież bezpośrednio badany na powierzchni próbnej w obrębie stacji monitoringowej a powstaje w wyniku analizy spisu roślin. Zatem na podstawie wyników przeprowadzonego porównania należy uznać, że metodyka duńska w oryginalnym kształcie jest niedopasowana do warunków polskich i żadne jej elementy nie mogą być wprost przenoszone do polskiej metodyki. Ale przez wzgląd na zalety koncepcyjne należy ją razem z metodyką francuska postawić na szczycie rankingu porównywanych metodyk. Niewiele im ustępuje metodyka niemiecka oparta na danych BWI.

Uzyskana w ramach niniejszego zadania ocena stanu ochrony siedliska przyrodniczego według metodyki niemieckiej BWI odbiega znacząco od wyników monitoringu uzyskiwanych na stanowiskach PMS w skali regionu biogeograficznego. Niewątpliwie ma na to wpływ sama koncepcja niemieckiej metodyki, jak też niedostosowanie waloryzacji do danych WISL, które pod

kilkoma względami różnią się od danych BWI. Nie mniej jednak porównanie to pokazuje, że możliwe jest oparcie systemu monitoringu stanu ochrony leśnych siedlisk przyrodniczych na danych WISL przynajmniej w przypadku siedlisk leśnych charakteryzujących się największą powierzchnią siedliska, a co za tym idzie największą pracochłonnością. Dalszych analiz wymaga zarówno dobór wskaźników, ich waloryzacja i agregacja, także sposób identyfikacji siedliska przyrodniczego na powierzchni próbnej i ewentualne określenie zakresu brakujących danych i sposobu ich pozyskania. Zdecydowanie warto jednak ponieść ten trud przez wzgląd na uzyskanie dostępu do danych o dużej dokładności, aktualizowanych w cyklu pięcioletnim i pochodzących z próby pobranej w sposób systematyczny z obszaru całego kraju. Dających zatem informacje nie tylko o stanie siedliska ale także o jego rozmieszczeniu i powierzchni.

W przypadku metodyki czeskiej rozkład ocen stanu ochrony siedliska przyrodniczego w ramach parametru „struktura i funkcje” na stanowiskach monitoringowych jest zróżnicowany pomiędzy siedliskami, a wynik porównania jest na granicy istotności. Przez wzgląd na obecność dużego udziału wskaźników, których ocena opiera się na opinii eksperta jak też wyprowadzanie na podstawie opinii eksperta oceny w ramach samego parametru „struktura i funkcje” nie można być pewnym powtarzalności uzyskiwanych wyników na tak małej próbie. Ponadto bardzo duże podobieństwo uzyskanych ocen na stanowiskach pomiędzy metodyką czeską i polską ujawnia tendencyjność otrzymanych wyników wynikającą ze stereotypów osoby przeprowadzającej ocenę na temat właściwego stanu ochrony siedliska przyrodniczego. Niestety metoda ta nie jest wolna od tego typu błędów, ale zwiększenie liczby obserwatorów (konieczne podczas stosowania tej metodyki w skali kraju) pozwoliłoby prawdopodobnie na ograniczenie wynikających z subiektywizmu obserwatora. Kolejną niewątpliwą zaletą stosowania metodyki czeskiej jest bardzo dokładna informacja na temat powierzchni zajętej przez siedlisko, a zatem jest to solidny fundament do oceny stanu siedliska przyrodniczego w ramach parametrów „powierzchnia siedliska” i „zasięg siedliska” co znacząco wyróżnia te metodykę względem innych. Wadą jest natomiast ogromna pracochłonność i konieczność budowy od podstaw nowego systemu monitoringu w ramach którego również zbierane są dane głównie na skali porządkowej lub nominalnej.

Rozkład ocen otrzymywanych w ramach parametru „struktura i funkcje” na stanowiskach monitoringowych według metodyki polskiej wyraźnie różni się pomiędzy grądem subatlantyckim a pozostałymi typami siedlisk przyrodniczych. Różni się to od wyniku jaki był oczekiwany na podstawie analizy zmienności pomiędzy typami siedlisk przyrodniczych na podstawie cech siedliskowych mierzonych w ramach wskaźników na powierzchniach monitoringowych w ramach tego zadania. Co więcej otrzymany wynik porównania sugeruje dominujący wpływ stosowanej metodyki, a nie jej wrażliwości. Bowiem metodyka oceny stanu ochrony typu siedliska przyrodniczego 9160 różni się znacznie, chociażby liczbą wskaźników kardynalnych, od metodyk służących do oceny pozostałych siedlisk przyrodniczych, co dokładnie odzwierciedla otrzymany wynik. Zaistniała sytuacja jest dobrym przykładem negatywnego wpływu używania wyłącznie trójstopniowej skali porządkowej (bark wrażliwości na rzeczywistą zmienność) w połączeniu ze stosowaniem różnych metodyk do oceny poszczególnych siedlisk przyrodniczych (kreowanie fałszywego obrazu różnic stanu ochrony pomiędzy siedliskami).

Różny stopień zgodności odwzorowania cech siedliska przyrodniczego w ocenach jego stanu w ramach parametru „struktura i funkcje” na poziomie stanowiska pomiędzy analizowanymi typami siedlisk przyrodniczych przekłada się na zgodność otrzymywanych ocen pomiędzy metodykami. Najbardziej „odstających” wyników dostarcza metodyka duńska, zwłaszcza w typie siedliska przyrodniczego 9110 i 9130 do których, jak wspomniano wyżej, użyty zestaw wskaźników lub ich waloryzacja jest niedostosowana do specyfiki polskich buczyn,

a przynajmniej do próby pobranej w ramach tej ekspertyzy. Metodyka duńska różni się także od pozostałych metodyk tym, że jej skala ocen jest dwustopniowa, a nie trójstopniowa tak jak w przypadku metodyki czeskiej, niemieckiej i polskiej. Tak więc niepodobieństwo ocen uzyskiwanych przy użyciu metodyki duńskiej względem innych metodyk jest zapewne przeszacowane. Z kolei uzyskanie ujemnych wyników korelacji rang ocen pomiędzy metodyką duńską a innymi metodykami wskazuje na różnice koncepcyjne metodyki duńskiej względem innych metodyk. Przyczyn tego stanu rzeczy trzeba szukać w zestawie wskaźników jakim posługuje się metodyka duńska. Otóż w odróżnieniu od innych metodyk nie uwzględnia ona wskaźników odnoszących się do zniekształceń stanu siedliska względem stanu wzorcowego ani wskaźników opisujących zgodność siedliska ze stanem wzorcowym, za to opiera się na wskaźnikach odnoszących się do funkcji przyrodniczych siedliska. Konsekwencją tego jest uzyskiwanie właściwego stanu ochrony przez stanowiska bogate w zasoby martwego drewna i gatunki wskaźnikowe, które najczęściej były czynnikiem limitującym na stanowiskach reprezentujących typ siedliska przyrodniczego 9160. Występowanie wysokich wartości tych cech jest związane z niskim pokryciem warstwy drzewostanu. To sprzyja rozwojowi warstwy zielnej i bogactwa gatunkowego runa w tym niestety zwiększonemu udziałowi gatunków obcych geograficznie i ekspansywnych (Depauw i in. 2019). Duży udział tych gatunków powoduje niewłaściwy stan kombinacji florystycznej runa. Cecha ta jest uwzględniona w polskiej metodyce jako wskaźnik kardynalny. W metodyce niemieckiej taka cecha stanowi w 50% o ocenie kryterium „gatunki typowe”. W metodyce czeskiej tę cechę uwzględnia wskaźnik „degradacja”, który ma wpływ nie tylko na ocenę parametru „struktura i funkcje” ale również na ocenę parametru „perspektywy ochrony”. Podobnych zależności należy spodziewać się również w przypadku metodyki francuskiej, która zestawem wskaźników zbliżona jest do metodyki niemieckiej i polskiej. W przypadku ujemnej korelacji pomiędzy wartością ocen w metodyce czeskiej i polskiej przyczyna tkwi w sposobie oceny stanowiska, które nabrało szczególnego znaczenia w przypadku siedliska 9130. Otóż w tym siedlisku stwierdzono najwyższą liczbę gatunków obcych geograficznie i największy ich udział w runie przez co kilkukrotnie według polskiej metodyki nie możliwe było wystawienie oceny FV w ramach kardynalnego wskaźnika „charakterystyczna kombinacja florystyczna” (nawet przy obfitości gatunków diagnostycznych) oraz konieczne było wystawienie oceny U2 w ramach wskaźnika „inwazyjne gatunki obce w podszycie i runie”. Pojawiały się też liczne oceny U2 w ramach wskaźników dotyczących zasobów martwego drewna, a występowanie ocen U2 blokuje możliwość wystawienia oceny FV w ramach parametru „struktura i funkcje”. Natomiast metodyka czeska nie używa wskaźników kardynalnych i nie ma ograniczeń co do konieczności występowania konkretnych stopni w poszczególnych wskaźnikach. Ma również znacznie mniej restrykcyjną waloryzację wskaźnika „degradacja” będącym odpowiednikiem wskaźnika „inwazyjne gatunki obce w podszycie i runie”. Metodyka czeska również wyraźnie zabrania uwzględniania tych samych cech w kilku wskaźnikach, a co w polskiej metodyce jest nagminne. Dlatego też stanowiska oceniane w ramach czeskiego wskaźnika „gatunki typowe” mógł uzyskiwać znacznie lepsze oceny ponieważ nie uwzględniał on obecności gatunków obcych.

Silna korelacja oparta na skalach porządkowych pomiędzy metodyką niemiecką i polską oraz bardzo duże podobieństwo otrzymywanych na tych skalach ocen stanu ochrony siedliska przyrodniczego w ramach parametru „struktura i funkcje” na poziomie stanowiska monitoringowego wydaje się być czymś naturalnym i pożądanym. W rzeczywistości jednak jest to wynik zaskakujący, bowiem o ile metodyki polska i niemiecka są do siebie podobne pod względem zestawu stosowanych wskaźników, jak też ich waloryzacji, to interpretacja uzyskiwanych wyników jest zdecydowanie różna. Otóż w odróżnieniu od metodyki polskiej, metodyka niemiecka, wykorzystująca również trójstopniową skalę porządkową, w niewłaściwym stanie ochrony umieszcza tylko jeden stopień a pozostałe dwa różnicują właściwy stan ochrony na

dobry i doskonały. W konsekwencji tego znaczna część tego co według metodyki polskiej oceniane jest jako stan niezadawalający U1 w metodyce niemieckiej również otrzymuje ocenę pośrednią (bo waloryzację wskaźników nie wiele się różnią), ale interpretowana jest jako stan FV. Tłumaczy to wynik analizy GLM wedle której zmiana metodyki monitoringu z polskiej na niemiecką FFH-monitoring przyniosła by ponad trzydziestokrotny wzrost udziału stanowisk monitoringowych we właściwym stanie ochrony. Warto tu też wspomnieć, że przyjęcie interpretacji pośredniego stanu ochrony (U1) na wzór niemiecki bez zmiany metodyki i waloryzacji wskaźników skutkowałoby ponad sześćdziesięciokrotnym wzrostem udziału stanowisk monitoringowych we właściwym stanie ochrony. Jest to kolejny przykład na to, że bezpośrednia implementacja rozwiązań stosowanych w innych krajach nie zawsze skutkuje pożądanym efektem. Warto tutaj zaznaczyć, że stopień pośredni jest w ten sam sposób interpretowany jak w metodyce niemieckiej również w metodyce duńskiej i uzyskanie właściwego stanu ochrony jest równoznaczne z wyjściem poza próg dla stanu „na pewno złego”.

Wskaźniki wykorzystywane w ramach różnych metodyk różnią się znacznie zarówno pod względem ich zestawu, zakresu i waloryzacji. Nie należy jednak przywiązywać zbytnej wagi do samych wskaźników, co wyraźnie widać w porównaniu metodyki polskiej i niemieckiej FFH-monitoring. Wskaźniki są jedynie bezwolnym narzędziem, a kluczową rolę odgrywa sposób ich agregacji i wyprowadzania na ich podstawie oceny parametru „struktura i funkcje” i to przez ten pryzmat należy postrzegać rolę wskaźników. Waloryzacja wskaźników w każdym z krajów ma uzasadnienie w aktualnym stanie wiedzy i mają one nierzadko znacznie ostrzejsze kryteria waloryzacji. Jednakże poprzez wzgląd na dobór wskaźników, uśrednianie wyników podczas wyprowadzania oceny lub opieranie jej na opinii eksperckiej, czy inną interpretację właściwego stanu ochrony, nie mogą one być ze sobą wprost porównywalne lub jest ono bezcelowe. Wysiłek jaki ma zostać wykonany w celu doskonalenia krajowej metodyki, aby była ona źródłem rzetelnych informacji o stanie ochrony siedliska przyrodniczego i jego zamianach należy włożyć w pierwszej kolejności w zapewnienie źródła danych odpowiedniej jakości, zbieranych przy użyciu skali ilościowej i przechowywanych w postaci surowej. Pozwoli to na uniezależnienie w dużym stopniu monitoringu od ograniczeń wynikających z obecnego stanu wiedzy. Dostarczy poza tym materiału do optymalizacji zestawu wskaźników i ich waloryzacji oraz umożliwi wyprowadzanie oceny post factum i jej korektę jeśli będzie to wymagane w świetle zmian stanu wiedzy. Uświadomienie sobie drugorzędnej roli wskaźników pozwoli również dostrzec znaczenie sposobu poboru próby na której ma zostać oparty monitoring, zwłaszcza przy znacznie mniejszych zasobach danych przestrzennych odnośnie rozmieszczenia siedlisk przyrodniczych w porównaniu zwłaszcza do Czech i Danii. W pierwszej kolejności należy rozważyć wykorzystanie danych z Wielkoobszarowej Inwentaryzacji Stanu Lasu, których duży potencjał wykazano w tym opracowaniu. Dane te wymagają jednak dostosowania waloryzacji i ewentualnego uzupełnienia o elementy dotychczas nie uwzględniane w WISL jak chociażby skład gatunkowy runa. Co pozwoliło by na zapewnienie rzetelnych danych do oceny i monitoringu stanu ochrony aż trzech z czterech parametrów używanych w ramach oceny ogólnej stanu ochrony siedliska na potrzeby raportowania do KE.

7. Propozycja udoskonalenia monitoringu siedlisk przyrodniczych na podstawie analizy metodyk monitoringu stosowanych w Czechach, Danii, Francji i Niemczech

Porównanie polskiej metodyki monitoringu siedlisk przyrodniczych z metodykami obowiązującymi w innych krajach UE oraz analiza zebranego materiału pozwoliło na określenie słabych stron metodyki polskiej, do których należy zaliczyć:

- Wątpliwości co do reprezentatywności pobieranej próby względem zróżnicowania regionalnego siedlisk;
- Nieuwzględnienie w metodyce zmienności siedlisk leśnych wynikającej z ich naturalnej dynamiki;
- Niejednorodne podejście metodyczne w obrębie tej samej grupy siedlisk;
- Wielokrotne ocenianie tych samych cech w ramach różnych wskaźników i parametrów;
- Występowanie wskaźników antagonistycznych względem siebie przy jednoczesnym stosowaniu wskaźników kardynalnych;
- Subiektywność uzyskiwanych ocen
- Subiektywność sposobu poboru próby i określenia jej optymalnej wielkości w kontekście areалу siedliska i jego zmienności;
- Wielokrotna agregacja danych;
- Rejestrowanie danych o niskiej jakości (trójstopniowa skala porządkowa);
- Niepewność co do powtórnej lokalizacji badań na stanowisku i wyników porównań danych;

Działania zmierzające do udoskonalenia krajowego monitoringu siedlisk przyrodniczych powinny zatem polegać na uproszczeniu monitoringu oraz poprawie jakości zbieranych danych, zarówno z punktu widzenia poboru próby jak i metod pomiarów. W tym celu należy podjąć następujące kroki:

1. Należy zrezygnować z oceny ogólnego stanu ochrony siedliska na stanowisku.

Ocena ogólna stanu ochrony jest wymagana na potrzeby raportowania do KE i funkcjonuje na poziomie regionu biogeograficznego. Żaden inny kraj nie wyprowadza oceny ogólnej na innym poziomie niż region biogeograficzny, a w polskiej metodyce ocena ta nie ma zastosowania praktycznego.

2. Należy zrezygnować z oceny parametru „powierzchnia siedliska” na stanowisku.

Rzetelna ocena tego parametru możliwa jest tylko na odpowiednio licznej próbie, a w praktyce parametr ten na potrzeby raportu do KE oceniany jest na podstawie danych zewnętrznych. Ocena tej cechy w randze parametru jest nieuzasadniona ponieważ siedlisko przyrodnicze nie jest statyczne a dynamiczne. Założenie ciągłości występowania siedliska w niezmiennionej przestrzennie formie jest nadinterpretacją zaleceń KE, która wymaga jedynie by sumaryczna powierzchnia siedliska nie uległa zmniejszeniu w skali regionu i zasięg siedliska nie uległ zmniejszeniu. Parametr ten powinien być oceniany tylko na poziomie regionu biogeograficznego, natomiast na losowo rozmieszczonych stanowiskach można szacować udział pokrycia terenu przez siedlisko przyrodnicze. Informacja ta nie miałaby znaczenia w ocenie danego stanowiska monitoringowego, ale byłaby pomocna przy ocenie parametru „powierzchnia siedliska” na poziomie regionu biogeograficznego jako miara fragmentacji siedliska.

3. Należy zrezygnować z oceny parametru „perspektywy ochrony” na stanowisku.

Parametr obarczony jest dużym subiektywizmem i nie ma zastosowania praktycznego. Na wzór innych metodyk wskaźnik ten nie powinien być oceniany na pojedynczym stanowisku a na poziomie regionu na podstawie trendów zmian wartości cech mierzonych w ramach wskaźników.

4. Należy zrezygnować z oceny badanych cech w ramach wskaźników na stanowisku.

Na stanowisku monitoringowym, na wzór metodyki duńskiej, francuskiej i niemieckiej powinny być zbierane jedynie dane bez możliwości ich oceny przez eksperta lokalnego. Jego praca powinna sprowadzać się jedynie do rejestracji cech siedliska na określonej skali. Dzięki temu unikniemy błędów wynikających z subiektywizmu obserwatora.

5. Należy zrezygnować z prowadzenia badań na transekcje, a monitoring prowadzić na powierzchniach kołowych.

Doświadczenia terenowe pokazują, że prowadzenie badań na transekcje jest nieefektywne. W praktyce poprawne wytyczenie transektu jest trudnym i czasochłonnym zadaniem oraz wymaga zaangażowania więcej niż jednej osoby. Powszechne lekceważenie tego zagadnienia doprowadza do tego, że transekt nie ma stałych granic i jego wielkość może być różna zarówno pomiędzy stanowiskami jak też w kolejnych cyklach. W konsekwencji czego wystąpienie pewnych cech ma różne prawdopodobieństwo na poszczególnych stanowiskach i w kolejnych cyklach przez co otrzymywane wyniki mogą być fałszywe. Ponadto nadmierna koncentracja nad poprawnym wyznaczeniem transektu skutkuje obniżoną percepcją obserwatora przy rejestracji martwego drewna, mikrosiedlisk drzewnych czy składu gatunkowego fitocenozy. Zważywszy na wysoki nakład prac na transekcje i niskiej jakości otrzymywanych w zamian danych proponuje się prowadzenie monitoringu na powierzchniach kołowych o areale 400m². Wielkość ta stosowana jest powszechnie choćby w pracach dotyczących kartografii siedlisk leśnych w Polsce oraz monitoringu lasów Europy (ICP Forests). Ten sam areal mają również powierzchnie próbne zakładane w ramach Wielkoobszarowej Inwentaryzacji Stanu Lasu.

6. Stanowisko monitoringowe należy stabilizować w terenie.

Stabilizacja powierzchni uwolni zbierane dane od podejrzenia o tendencyjność oraz wyeliminuje fałszywą zmienność cech siedliska wynikającą z różnych lokalizacji stanowiska w kolejnych cyklach monitoringu, co jest ważne w przypadku siedlisk reprezentowanych przez nieliczne stanowiska monitoringowe. Ponadto stabilizacja stanowisk monitoringowych umożliwi kontrolę jakości wykonywanych prac.

7. Stanowisko monitoringowe należy lokalizować w sposób losowy na siatce kwadratów.

Stanowiska monitoringowe nie powinny być lokalizowane w sposób subiektywny ponieważ będą reprezentowały tylko to co według eksperta jest typowe. Rola eksperta lokalnego powinna kończyć się na wskazaniu płatu siedliska. Lokalizacja powierzchni powinna być możliwa tylko w węzłach z góry określonej siatki. Wybór węzła powinien odbywać się poprzez losowanie. Siatkę stanowisk monitoringowych można oprzeć na siatce WISL, co jak wykazano w ekspertyzie, dostarczy odpowiednio dużą liczbę powierzchni próbnych. W przypadku siedlisk mało powierzchniowych lub występujących na ograniczonym obszarze należy zwiększyć rozdzielczość siatki by pobrać odpowiednio liczną próbę.

8. Monitoring należy prowadzić tylko tam gdzie występuje siedlisko przyrodnicze.

Monitoring należy prowadzić w drzewostanach powyżej 60 lat by możliwa była diagnoza siedliska. W przypadku stwierdzenia braku siedliska na stanowisku, stanowisko powinno być wyłączone z monitoringu. Nie należy jednak z niego rezygnować tylko przenieść w stan „oczekiwania”, a obecność siedliska kontrolować wtedy, gdy drzewostan osiągnie określony wiek.

9. Należy aktualizować dane o rozmieszczeniu siedlisk przyrodniczych.

W celu zapewnienia reprezentatywności stanowisk monitoringowych węzły siatki należy kontrolować pod kątem występowania siedliska przyrodniczego w każdym cyklu monitoringu, biorąc pod uwagę występowanie identyfikatora fitosocjologicznego jakim jest aktualny zespół roślinny. Pozwoli to na zebranie wiarygodnych danych w celu oceny parametrów „powierzchnia siedliska” i „zasięg siedliska” w regionie. W maksymalnym stopniu należy wykorzystać tutaj dane zbierane podczas WISL. W przypadku ich wykorzystania należy opracować algorytm identyfikujący na ich podstawie siedlisko przyrodnicze. Identyfikacja siedlisk przyrodniczych na powierzchniach WISL powinna odbywać się każdorazowo po aktualizacji danych WISL.

10. Należy zoptymalizować zakres prac na stanowisku.

Prace terenowe, by spełnić wymagania wszystkich analizowanych metodyk, można w zasadzie ograniczyć do:

- zdjęcia fitosocjologicznego,
- pomiaru martwego drewna,
- zliczania drzew biocenotycznych i mikrosiedlisk drzewnych,
- określenia wieku dominującej grupy drzew,
- oszacowania powierzchni uszkodzeń gleby,
- odnotowania innych istotnych na danej powierzchni elementów.

A w przypadku wykorzystania danych z WISL do:

- zdjęcia fitosocjologicznego,
- zliczania drzew biocenotycznych i mikrosiedlisk drzewnych,
- oszacowania powierzchni uszkodzeń gleby,
- odnotowania innych istotnych na danej powierzchni elementów.

Prawidłowo wykonane zdjęcie fitosocjologiczne jest źródłem informacji o strukturze gatunkowej i przestrzennej siedliska ocenianej w ramach wskaźników.

11. Należy podnieść dokładność zbieranych danych.

Dane na stanowisku należy zbierać przy użyciu skali nominalnej z dokładnością przynajmniej o rząd wyższą od planowanej do użycia w analizach. O ile to możliwe należy zrezygnować z wskaźników opierających swoją waloryzację o opinię eksperta. Rola eksperta powinna polegać tylko na wykonaniu pomiarów i rejestracji danych.

12. Oceny cech w ramach wskaźników i parametrów należy dokonywać w warunkach kameralnych w jednostce koordynującej monitoring.

Wyprowadzanie w ten sposób oceny uwolni otrzymywane wyniki od błędu mającego źródło w odmiennej interpretacji zapisów metodyki. Proces wykonywania oceny powinien być szczegółowo opisywany by móc go powtórzyć. Ten sposób wyprowadzania oceny będzie wymuszał potrzebę pozyskiwania danych o wysokiej jakości. Umożliwi również wykonywanie oceny post factum i jej korekt jeśli będzie to wymagane w świetle zmian stanu wiedzy.

13. Określić należy, które cechy będą podlegały ocenie i będą miały wpływ na ocenę stanu ochrony siedliska przyrodniczego w regionie biogeograficznym, a które będą tylko monitorowane.

Nie wszystkie rejestrowane cechy na wzór duński muszą podlegać waloryzacji. Jednak szeroki zakres rejestrowanych cech pozwoli na wykonanie kalibracji zestawu wskaźników i ich waloryzacji. Natomiast wysoka jakość rejestrowanych i przechowywanych danych umożliwi wykonywanie oceny post factum w momencie uzgodnienia najlepszego rozwiązania.

14. Listę wskaźników i ich waloryzację należy dostosować do fazy rozwojowej drzewostanu lub stosować analizę trendu zamiast waloryzacji.

Należy w waloryzacji uwzględnić specyfikę danego siedliska i tak ją skalibrować by wartości progowe były teoretycznie możliwe do osiągnięcia. Należy uwzględnić tutaj dynamiczny charakter siedlisk przyrodniczych na podstawie danych na stałych powierzchniach badawczych, w tym WISL. Uwzględniać należy możliwość powstawania siedlisk przyrodniczych w nowych miejscach, kosztem innych np. grądów kosztem świetlistych dąbrów, czy borów mieszanych jak i regfeneracji na gruntach porolnych, aby rozróżnić sukcesje i degeneracje. W obecnej sytuacji siedlisko które jest fazy regeneracji postrzegane jest jako zdegenerowane, gdyż nie posiada (jeszcze!) odpowiedniej struktury.

Rozwiązaniem godnym rozważenia w tej sytuacji jest wprowadzenie analizy trendu zmian danej cechy zamiast waloryzacji progowej. Jest to rozwiązanie w pełni zgodne z wymogami KE. Uwzględnia ono również zróżnicowanie zmienności danej cechy w poszczególnych siedliskach. Rozwiązanie to pozwala rozróżnić sytuacje w której dana cecha osiąga naturalnie niskie wartości lub dopiero się wykształca od sytuacji gdzie zachodzi degeneracja.

W przypadku pozostania przy waloryzacji progowej należy na potrzeby monitoringu krajowego poszerzyć skalę ocen zwłaszcza w zakresie właściwego stanu ochrony i opracować oceny regionu na wzór niemiecki.

15. We wszystkich siedliskach leśnych należy stosować jednolity sposób wyprowadzania oceny stanu ochrony siedliska przyrodniczego.

Jak wykazano w ekspertyzie sposób agregacji danych i wyprowadzenia oceny warunkuje wynik końcowy. Stosowanie różnych metod agregacji danych skutkuje ograniczeniem możliwości porównywania wyników oraz kreuje fałszywe różnice w stanie ochrony pomiędzy siedliskami.

16. Określić, które cechy mogą być oceniane na stanowiskach monitoringowych a które tylko w skali regionu biogeograficznego.

Nie wszystkie cechy siedliska przyrodniczego mogą być oceniane na poziomie stanowiska monitoringowego, zwłaszcza w sytuacji prowadzenia monitoringu na stanowiskach o areale 400m². W tej grupie znajdują się wszystkie cechy wykazujące duże zróżnicowanie przestrzenne a więc zasoby martwego drewna, mikrosiedliska drzewne, odnowienie drzewostanu, budowa pionowa drzewostanu, stadia rozwojowe drzewostanu.

17. Rezygnacja ze wskaźników opisujących zgodność składu gatunkowego ze wzorcem.

W ocenie parametru „struktura i funkcje” należy zrezygnować ze wskaźników opisujących zgodność składu gatunkowego ze wzorcem ponieważ podlega to ocenie w momencie założenia powierzchni i pozostaje w antagonizmie do wskaźników opisujących odkształcenia od stanu ochrony, przez co następuje wielokrotna ocena tych samych cech (niewłaściwy skład gatunkowy w ramach wskaźnika „charakterystyczna kombinacja florystyczna” = dominacji gatunków obcych lub apofitów). Można monitorować szereg cech opisujących zgodność ze stanem wzorcowym na podstawie wykonywanych zdjęć fitysocjologicznych, ale nie powinno to wpływać na ocenę stanu ochrony siedliska przyrodniczego.

18. W doborze wskaźników należy skupić się na zmienności siedlisk, pełnionych przez nie funkcjach i odchyleniach od stanu właściwego.

Należy używać przede wszystkim wskaźników oceniających występowanie elementów świadczących o trwałości siedliska w czasie oraz zdolnościach pełnienia specyficznych funkcji siedliskowych, jak choćby tzw. gatunków starych lasów. Ważnymi z punktu widzenia funkcji siedliska są drzewa biocenotyczne, czy martwe drewno. Należy rozważyć uwzględnienie w monitoringu występowania epifitów oraz mszaków naziemnych, które istotnie korelują ze stopniem regeneracji lasów pod dawnych zniekształceniach lub ciągłością pokrywy leśnej na danym terenie. Cechy świadczące o pełnieniu w danym stanowisku funkcji ekosystemowych powinny mieć decydujące znaczenie w ocenie stanu ochrony siedliska na wzór metodyki duńskiej, która zakłada, że obecność np. gatunków obcych nie musi przesądzać o złym stanie ochrony skoro realizowane są wciąż specyficzne funkcje ekosystemowe przez dany płat siedliska. Do oddania zróżnicowania właściwego stanu ochrony niezbędna jest w takiej sytuacji rozbudowana skala ocen. By zapewnić dominującą rolę w ocenie parametru „struktura i funkcje” wskaźników dotyczących funkcji przyrodniczych można podzielić wskaźniki na kategorie a poszczególnym kategoriom przypisać wagi jak to ma miejsce w metodyce niemieckiej, francuskiej oraz krajowym opracowaniu koncepcji monitoringu stanu ochrony leśnych siedlisk przyrodniczych (Czerepko i in. 2009).

19. Należy wprowadzić kontrolę wykonywania prac monitoringowych jak i kalibrację zespołów je realizujących

Kontrola miała by na celu nie tylko poprawę jakości zbieranych danych, ale przede wszystkim była by miarą powtarzalności uzyskiwanych wyników. Poprzez kontrolę należy również rozumieć monitorowanie zmienności siedlisk w celu weryfikacji czy liczba aktualnie monitorowanych stanowisk stanowi wystarczająco liczną próbę. Kalibrację zespołów realizujących należałoby przeprowadzić przed rozpoczęciem prac monitoringowych poprzez zastosowanie metod pozwalających na określenie granic i przyczyn zmienności wartości obserwowanych cech, wynikających z prowadzenia obserwacji przez równe zespoły. Jednocześnie wynikiem takich

kalibracji określenia celów i zasad, które pozwolą na ograniczenie tego typu zmienności i błędów w danych.

20. Należy dążyć do integracji monitoringu stanu ochrony siedlisk przyrodniczych oraz WISL.

Oba te zadania są ze sobą bardzo zbieżne. Rozwiązania na których oparty jest WISL dostarczają wiarygodnych danych o aktualnym stanie lasów. W celu udoskonalenia monitoringu siedlisk przyrodniczych należy zaadaptować wiele rozwiązań z WISL. W celu uniknięcia niepotrzebnych kosztów przy budowie równoległego systemu należy dążyć do integracji tych monitoringów. Dane pochodzące z WISL po uzupełnieniu je o zdjęcie fitosocjologiczne są wystarczające do oceny (w przypadku typu siedlisk przyrodniczych 9110, 9130, 9160 i 9170, a prawdopodobnie również 9190, 91D0, 91F0, 91I0, 91E0, 91T0, w regionie biogeograficznym kontynentalnym) parametru „zasięg siedliska”, „powierzchnia siedliska” oraz „struktura i funkcje”. Identyfikacja siedliska na powierzchniach WISL mogła by się odbywać poprzez użycie algorytmu na wzór niemiecki każdorazowo po aktualizacji danych WISL. Na powierzchniach na których zidentyfikowano siedliska (lub tylko na ich części) zostało by wykonane w roku następnym zdjęcie fitosocjologiczne w ramach monitoringu siedlisk przyrodniczych. W ten sposób monitoring siedlisk przyrodniczych nie byłby obciążeniem dla WISL. Wymuszałoby to jednak pięcioletni cykl monitoringu siedlisk przyrodniczych oraz ciągły tryb jego pracy.

8. Literatura

Bensettiti F., Puissauve R. 2015. Résultats de l'évaluation de l'état de conservation des habitats et des espèces dans le cadre de la directive Habitats-Faune-Flore en France. Rapportage « article 17 ». Période 2007-2012. MNHN-SPN, MEDDE, Paryż.

BfN 481. 2017. Bewertungsschemata für die Bewertung des Erhaltungsgrades von Arten und Lebensraumtypen als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring Teil II: Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie (mit Ausnahme der marinen und Küstenlebensräume). BfN, BLAK. Bonn. DOI 10.19217/skr481

Brustel H. 2004. Coléoptères saproxyliques et valeur biologique des forêts françaises. Perspectives pour la conservation du patrimoine naturel. Thèse de l'Institut National Polytechniques, Toulouse. Les dossiers forestiers n°13.

Chytrý M., Kučera T., Kočí M., Grulich V. & Lustyk P. (red.) 2010. Katalog biotopů České republiky. AOPK ČR, Praga.

Cieśla A., Mionskowski M., Müller I., Perzanowska J., Korzeniak J., Gawryś R., Kolada A., Barańska A., Bielczyńska A., Bociąg K., Fyałkowska K., Michałek M., Ochocka A., Opiola R., Pasztalaniec A. 2021. Stan ochrony siedlisk przyrodniczych w Polsce w latach 2013 - 2018. Biuletyn Monitoringu Przyrody 24/4. Biblioteka Monitoringu Środowiska GIOŚ, Warszawa.

Czerepko J., Głaz J. Hilszczański J., Boczoń A., Cieśla A., Jabłoński M., Paluch R., Pigan I., Rachwald A., Sokołowski K. 2009. Stan ochrony i monitoring leśnego siedliska przyrodniczego. Dokumentacja IBL.

Depauw, L.; Perring, M.P.; Landuyt, D.; Maes, S.L.; Blondeel, H.; De Lombaerde, E.; Brumelis, G.; Brunet, J.; Closset-Kopp, D.; Czerepko, J.; et al. Light availability and land-use history drive biodiversity and functional changes in forest herb layer communities. J. Ecol. 2019, 108, 1411–1425.

DG Environment. 2017. Reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Explanatory notes and guidelines for the period 2013-2018. Bruksela.

Dzwonko Z., Loster S. 2001. Wskaźnikowe gatunki roślin starych lasów i ich znaczenia dla ochrony przyrody i kartografii roślinności. IGiPZ PAN. Prace geograficzne 178:120-132.

Ellwanger G., Rath U., Benz A., Runge, S., Ackermann, W., Sachteleben, J. (red.) 2020. Der nationale Bericht 2019 zur FFH-Richtlinie. Ergebnisse und Bewertung der Erhaltungszustände. Teil 1 – Die Lebensraumtypen des Anhangs I und allgemeine Berichtsangaben. BfN-Skripten 583.

Fredshavn J.R., Nielsen K. E., Rasmus E., Nygaard. B. 2018. Overvågning af terrestriske naturtyper TA-N1-ver.4. Aarhus. DCE.

Lustyk P. (red.) 2011. Příručka hodnocení biotopu. AOPK ČR, Praga.

Lustyk P., Guth J. 2011. Metodika aktualizace vrstvy mapování biotopů. Pracovní verze pro sezónu 2012. AOPK ČR, Praga.

Kroiher F., Müller-Kroehling S., Schmitz F., Sukopp U. 2017. Methode zur Erfassung und Bewertung der FFH-Waldlebensraumtypen im Rahmen der dritten Bundeswaldinventur (BWI-2012). Thünen Working Paper, 69.

Maciejewski L. 2016. État de conservation des habitats forestiers d'intérêt communautaire, Evaluation à l'échelle du site Natura 2000, Version 2. Tome 1: définitions, concepts et éléments d'écologie. Mars 2016. Rapport SPN 2016-75, Service du patrimoine naturel, Muséum national d'Histoire naturelle, Paryż.

- Maciejewski L. 2016. État de conservation des habitats forestiers d'intérêt communautaire, Evaluation à l'échelle du site Natura 2000, Version 2. Tome 2: Guide d'application. Mars 2016. Rapport SPN 2016-75, Service du patrimoine naturel, Muséum national d'Histoire naturelle, Paryż.
- Matuszkiewicz W. 2007. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. PWN. Warszawa.
- Mróz W. (red.) 2010. Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część I. GIOŚ, Warszawa.
- Mróz W. (red.) 2012a. Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część II. GIOŚ, Warszawa.
- Mróz W. (red.) 2012b. Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część III. GIOŚ, Warszawa.
- Mróz W. (red.) 2015. Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część IV. GIOŚ, Warszawa.
- Nygaard B., Damgaard C., Bladt J. Ejrnæs. 2019. Skovnaturtyper 2007-2016. NOVANA. Aarhus, DCE. <http://dce2.au.dk/pub/SR310.pdf>
- Nygaard B., Damgaard C., Bladt J. Ejrnæs. 2020. Fagligt grundlag for vurdering af bevaringsstatus for terrestriske naturtyper. Artikel 17-rapporteringen 2019. Aarhus. DCE. <https://dce2.au.dk/pub/SR377.pdf>
- Oksanen J., Blanchet F. G., Friendly M., Kindt R., Legendre P., McGlinn D., Minchin P. R., O'Hara R. B., Simpson G. L., Solymos P., Henry M., Stevens H., Szoecs E., Wagner H. 2020. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5–7. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Pohlert T. 2021. PMCMRplus: Calculate Pairwise Multiple Comparisons of Mean Rank Sums Extended. R package version 1.9.2. <https://CRAN.R-project.org/package=PMCMRplus>
- Polley H. 2011. Aufnahmeanweisung für die dritte Bundeswaldinventur (BMI) 2011-2012. Bonn. BMELV.
- R Core Team 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Sachteleben J. & Behrens M. 2010. Konzept zum Monitoring des Erhaltungszustands von Lebensraumtypen und Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland: erarbeitet im Rahmen des F+E-Vorhabens „Konzeptionelle Umsetzung der EU-Vorgaben zum FFH-Monitoring und Berichtspflichten in Deutschland“. BfN-Skripten 278, 180 S. URL: http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/service/skript_278.pdf.
- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zając M., Zając A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński Cz. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. GDOŚ. Warszawa.

Załącznik I Wytyczne KE odnośnie waloryzacji parametrów i oceny ogólnej stanu ochrony siedlisk przyrodniczych na poziomie regionu biogeograficznego

Na podstawie DG Environment. 2017.

Parametr	Stan ochrony			
	Właściwy FV	Niezadawalający U1	Zły U2	Nieznany XX
Zasięg siedliska*	Stabilny (zmiany powierzchni kompensują się) lub zwiększa się, powierzchnia zasięgu jest nie mniejsza niż jego powierzchnia referencyjna.	Inna kombinacja kryteriów niż FV i U2.	Zmniejsza się o ponad 1% powierzchni zasięgu rocznie w okresie zdefiniowanym przez państwo członkowskie; lub powierzchnia zasięgu jest o ponad 10% mniejsza od powierzchni referencyjnej zasięgu.	Brak lub niewystarczająca ilość wiarygodnych danych.
Powierzchnia siedliska**	Stabilna (zmiany powierzchni kompensują się) lub zwiększa się, powierzchnia siedliska jest nie mniejsza niż jego powierzchnia referencyjna i nie ma istotnych zmian w rozmieszczeniu siedliska	Inna kombinacja kryteriów niż FV i U2.	Zmniejsza się o ponad 1% powierzchni siedliska rocznie w okresie zdefiniowanym przez państwo członkowskie; lub powierzchnia siedliska jest o ponad 10% mniejsza od powierzchni referencyjnej lub nastąpiły istotne zmiany w rozmieszczeniu siedliska.	Brak lub niewystarczająca ilość wiarygodnych danych.
Specyficzna struktura i funkcje	Struktura i funkcje (w tym gatunki typowe) w dobrym stanie (zalecane 90% powierzchni w stanie FV). Brak znaczących	Inna kombinacja kryteriów niż FV i U2. Parametr należy ocenić na U1 jeśli ponad 25% powierzchni siedliska jest w stanie U2 oraz	Na ponad 25% powierzchni siedliska stan struktury i funkcji (w tym gatunków typowych) jest niewłaściwy (U2).	Brak lub niewystarczająca ilość wiarygodnych danych. Stan struktury i funkcji należy uznać za „nieznany”, jeżeli

	odziaływań i negatywnych trendów (trend stanu ochrony jest stabilny lub wzrasta)	mniej niż 90% jest w stanie FV i mniej niż 75% jest w stanie XX		ponad 75% obszaru siedliska ma „nieznany” stan.
Perspektywy ochrony	Perspektywy siedliska są doskonałe / dobre, nie przewiduje się znaczącego wpływu zagrożeń; długoterminowe zachowanie siedliska jest pewne. Parametr należy ocenić jako FV, jeśli wszystkie parametry mają dobre perspektywy lub perspektywy jednego parametru są „nieznane”, podczas gdy inne parametry mają dobre perspektywy.	Inna kombinacja kryteriów niż FV i U2.	Perspektywy siedliska są złe, spodziewany jest poważny wpływ zagrożeń; zachowanie siedliska nie jest pewne. Parametr należy ocenić jako U2, jeśli perspektywy przynajmniej jednego parametru są „złe”.	Brak lub niewystarczająca ilość wiarygodnych danych. Parametr należy ocenić na XX jeśli perspektywy co najmniej 2 parametrów są „nieznane” a pozostałe są inne niż „złe”
Ocena ogólna	Wszystkie parametry oceniono na FV lub 3 na FV i 1 na XX	Jeden lub więcej parametrów oceniono na U1, brak ocen U2	Jeden lub więcej parametrów oceniono na U2	Co najmniej dwa parametry oceniono na XX a pozostałe na FV lub wszystkie na XX

**W aktualnym okresie raportowym zasięg występowania siedliska został wyliczony przy użyciu narzędzia „Range Tool” przygotowanego przez ETC/BD oraz EEA, w sposób automatyczny na podstawie rozmieszczenia kwadratów (10x10 km), w których występuje siedlisko w regionie biogeograficznym.*

*** W sytuacjach, w których powierzchnia siedliska zmniejszyła się w wyniku środków zarządzania mających na celu odtworzenie innego siedliska lub siedliska gatunku z załącznika II, można nadal uznać powierzchnie siedliska za znajdującą się we „właściwym stanie ochrony”.*

Załącznik II. Metodyka czeska

IIa. Metodyka aktualizacji warstwy mapowania siedlisk

AGENCJA OCHRONY PRZYRODY I KRAJOBRAZU REPUBLIKY
CZESKIEJ



METODYKA AKTUALIZACJI WARSTWY MAPOWANIA SIEDLISK

Pavel Lustyk i Jiří Guth

wersja robocza na sezon 2012

Grudzień 2011

1. Wstęp

1.1. Informacje ramowe i podstawowe

Aktualizacja warstwy mapowania siedlisk jest wspaniałą koncepcją zachowania tych mniej lub bardziej kompleksowych informacji na temat występowania i stanu siedlisk przyrodniczych na terytorium Republiki Czeskiej. Każdego roku ma być aktualizowana jedna dwunasta terytorium, zatem w ciągu dwunastu lat zostanie odświeżona cała warstwa. Konkretną treść aktualizacji (zarejestrowane dane) w dużej mierze określa wymóg Artykułu 11 dyrektywy siedliskowej (nr 92/43/EWG) dotyczący monitorowania siedlisk oraz dokumenty powiązane Komisji ds. siedlisk. Przedstawiona metodyka opiera się na metodyce stosowanego mapowania siedlisk, ale zmienia ją, uwzględniając nowe okoliczności (inny cel, znacznie niższa liczba mapeń i ich zwykle znacznie wyższe kwalifikacje itd.), jednak z wykorzystaniem bogatego doświadczenia zdobytego podczas mapowania (w sumie kilkuset mapeń w ciągu kilku sezonów wegetacyjnych).

Jak wskazano wyżej, aktualizacja prowadzona jest na terenie całego kraju, co oznacza m.in., że nie tylko na obszarach specjalnie chronionych, terenach o znaczeniu europejskim, rezerwach ptaków i parkach przyrodniczych, ale również na tzw. wolnym powietrzu. Występowanie i stan siedlisk są weryfikowane na podstawie warstwy mapowania siedlisk, a nowe występowania są mapowane albo z powodu ich pominięcia w poprzednim mapowaniu, albo w wyniku naturalnego rozwoju lub zagospodarowania. Podobnie jak podczas wcześniejszego mapowania nie przewiduje się występowania siedlisk przyrodniczych:

- na obszarach intensywnych upraw rolnych i leśnych bez walorów przyrodniczych,
- na obszarach zwartej zabudowy oraz zurbanizowanych w inny sposób, w szczególności na obszarach osiedli miejskich.

1.2 Podziękowania

Oprócz współautorów wymienionych w poszczególnych rozdziałach dziękujemy za komentarze również wielu współpracownikom i weryfikatorom terenowym, w szczególności Alenie Vydrovej i Alešovi Hájkovi, Zuzanie i Leo Burešovym, Janovi Duškovi, Vítovi Grulichovi, Vladimírovi Hansovi, Ester Ekrtovej, Evie Chvojkovéj, Petrovi Karlíkovi, Filipovi Lysákovi, Jaroslavovi Pipkovi i Michalovi Tomáškovi.

2. Aspekty specjalistyczne

2.1. Terminy i skróty

gwarant – przedstawiciel AOPK ČR (Agencja Ochrony Przyrody i Krajobrazu Republiki Czeskiej) w kwestiach zawodowych aktualizacji w danym regionie

okręg – teren przeznaczony do aktualizacji

metodyk – osoba wyznaczona przez AOPK ČR do metodycznego prowadzenia gwarantów i mapeń

maper – autor aktualizacji terenowej

administrator – osoba z centrali AOPK odpowiedzialna za utrzymanie VMB

EVL – teren o znaczeniu europejskim

MŽP – Ministerstwo Środowiska Republiki Czeskiej

PHB – Instrukcja oceny siedlisk

VMB – warstwa mapowania siedlisk

WANAS – aplikacja internetowa do edycji VMB

ZCHD – szczególnie chronione gatunki roślin w myśl § 48 ustawy nr 114/1992 i odpowiedniego rozporządzenia

2.2. Dokumenty

- Katalog siedlisk Republiki Czeskiej (zwany dalej Katalogiem), wydanie drugie z 2010 r.
- Instrukcja oceny siedlisk
- Metodyka aktualizacji VMB
- drukowane kolorowe ortofotomapy w skali 1:10000 konkretnych aktualizowanych okręgów z kolorowym obrysem granic wszystkich segmentów i ich numeracją
- drukowane kolorowe mapy z podkładem mapowym ZABAGED 1:10000 konkretnych aktualizowanych okręgów z kolorowym obrysem granic wszystkich segmentów i ich numeracją w przypadku, gdy nie są dostępne mapy leśne
- drukowane mapy leśne w skali 1:10000 z podkładem mapowym ZABAGED 1:10000 dla obszarów, na których zlokalizowane są MZCHÚ lub EVL oraz dokumenty, które posiada AOPK ČR
- formularze do rejestracji terenu
- wyciąg z bazy danych segmentów (VMB)
- końcowe raporty z mapowania lub protokoły rewizyjne i sprostowania, jeśli istnieją dla danego okręgu

Wszystkie niezbędne dokumenty (oprócz Katalogu) są dostępne na stronie: <http://portal.nature.cz>. Mapy i formularze do rejestracji terenu dostarcza gwarant centralny.

2.3. Prace terenowe

2.3.1. Prace przygotowawcze

Mapper przygotowuje warstwy danych w programie Wanas (np. korekta granic segmentów zgodnie z ortofotomapą czy usunięcie granic arkuszy map). Zapozna się z VMB i całą historią mapowania na terenie okręgu, w tym z końcowymi raportami z mapowania lub protokołami rewizyjnymi i sprostowaniami.

Skonsultuje problematyczne części okręgu z gwarantem regionalnym, zidentyfikuje problematyczne siedliska i taksony oraz przeprowadzi poszukiwania dostępnej literatury.

Gwarant regionalny (lub metodyczny) zapewni mapperowi ewentualne wsparcie komunikacyjne w kontaktach z mapperami i innymi ekspertami.

2.3.2. Właściwe prace terenowe

2.3.2.1. Procedura

Mapper przeprowadzi w okręgu kompleksową aktualizację VMB, podczas której zweryfikuje istnienie wszystkich zmapowanych segmentów, zarejestruje niezbędne dane i ewentualnie uzupełni nowe segmenty.

Każde wystąpienie siedliska przyrodniczego niewymienionego w wyciągu z VMB jest mapowane na nowo, z wyjątkiem tych siedlisk, dla których degradacja zostałaby oceniona później jako silna (stopień 3) oraz tych, które oceniono jako stopień W we właściwości RB. Ocenione w ten sposób siedliska oraz siedliska grupy formacji X są na nowo mapowane tylko wtedy, gdy:

- a) znajdują się w mozaice z siedliskami przyrodniczymi, które oceniono jako stopnie V, P i F we właściwości RB,
- b) tworzą zamkniętą enklawę, otoczoną jednym lub kilkoma segmentami siedlisk przyrodniczych,
- c) znajdują się w segmencie, w którym wcześniej znajdowało się zmapowane siedlisko przyrodnicze (RB = V, P lub F),
- d) są w inny sposób znaczące dla otaczających je segmentów siedlisk przyrodniczych, np. z punktu widzenia wpływów antropogenicznych,
- e) zarejestrowano w nich występowanie szczególnie chronionych lub w inny sposób znaczących gatunków roślin,
- f) są młodnikami (RB / W) w EVL lub MCHÚ.

Dla siedlisk grupy formacji X, jeżeli ich występowanie w segmencie zostanie potwierdzone (zweryfikowane), w ramach aktualizacji nie robi się nic poza ewentualną korektą granic segmentu i ewentualną rejestracją obecnych taksonów. Dla siedlisk ocenionych jako stopień W we właściwości RB oraz dla siedlisk serii X nie ocenia się właściwości DG, TD i SF (można zapisać typ degradacji siedliska za pomocą słów kluczowych). Pozostałe właściwości (SD, MD, MG i RH) można zapisać opcjonalnie. Wyjątek stanowią młodniki (RB=W), gdzie zapis SD=M jest obowiązkowy. Dla siedlisk X7A i X12A (potencjalne siedliska przyrodnicze) **konieczny** jest komentarz lub wpisanie występujących ważniejszych gatunków roślin, aby było jasne, dlaczego został oceniony w taki sposób.

Podczas aktualizacji każdego segmentu maper przestrzega następującej procedury:

- 1) Zweryfikuje (określi) siedlisko – zawsze na najniższym poziomie hierarchicznym zgodnie z Katalogiem. Jeśli obecne siedlisko różni się od zmapowanego, określi i zapisze przyczynę zmiany (Pz).
- 2) Sprawdzi granice segmentu, a ewentualne zmiany naniesie na mapę roboczą,
- 3) W kolejności określonej w niniejszej metodyce określi stan wszystkich istotnych, czyli monitorowanych właściwości częściowych (dla każdego zweryfikowanego siedliska przyrodniczego) i **z a r e j e s t r u j e j e**. Wyjątek stanowią biotopy przyrodnicze, dla których właściwość RB została oceniona jako stopień W, patrz pkt. 2.3.2.4.1
- 4) Zapisze taksony roślinne oraz określi i zapisze stan siedlisk pod względem typowych gatunków (TD).
- 5) Zapisze uwagi.
- 6) Określi i zapisze stan struktury i funkcji siedliska (SF)

Maper dokonuje wpisów na wydrukowanych wcześniej formularzach (zalecane).

Podczas mapowania nowych segmentów maper postępuje odpowiednio. W terenie może numerować nowe segmenty dowolnie, ale podczas wprowadzania nowy numer zostanie zaproponowany przez aplikację WANAS.

W wyjątkowych przypadkach (niedostępność, łąki krótko po koszeniu itp.) istnieje możliwość nieaktualizowania segmentu, ale konieczne jest poinformowanie o tym gwaranta, a następnie wpisanie tego faktu wraz z podaniem przyczyny do raportu końcowego. Liczba niezaktualizowanych segmentów nie może przekroczyć 2% całkowitej liczby segmentów siedlisk przyrodniczych (w tym mozaik z nimi) z aktualizowanego okręgu. Zasada ta nie dotyczy segmentów w tzw. krajobrazie chronionym, gdzie konieczna jest aktualizacja wszystkich segmentów.

Wyjątek stanowią również segmenty na terenach poligonów wojskowych lub ich częściach (zwłaszcza terenach działań), do których dostęp publiczny jest zabroniony prawem – tu ewentualna aktualizacja zależy od uznania mapera (z uwzględnieniem wszystkich zagrożeń); segmenty, których nie można z tego powodu zaktualizować nie wliczają się do dozwolonego limitu 2%.

Koszonych siedlisk łąkowych nie można aktualizować krótko po koszeniu. Takie siedliska powinny być aktualizowane w miarę możliwości krótko przed pierwszym pokosem lub (gorszy wariant) krótko przed drugim pokosem. Wszelkie niewątpliwe zmiany (np. w klasyfikacji siedlisk, zmiany granic itp.) niezaktualizowanych segmentów przeprowadza w VMB gwarant poza trybem aktualizacji.

Ze względów praktycznych, zwłaszcza na potrzeby monitoringu, należy ograniczać mapowanie mozaik, patrz odpowiedni fragment w rozdziale 2.3.2.3. Oczywiście w przypadku głównie małych siedlisk (z niewielkim ziarnem występowania przyrodniczego) oraz w pewnych specyficznych warunkach (torfowiska i skały) zastosowanie mozaiki jest nieuniknione.

2.3.2.2. Anulowanie zmapowanych segmentów

Już zmapowane segmenty można anulować przede wszystkim w wyniku ich łączenia z sąsiednimi zmapowanymi segmentami.

Segment typu „wyspa“ (otoczony niezmapowanym krajobrazem (-1) m o ż n a a n u l o w a ć b e z zastąpienia tylko wtedy, gdy po aktualizacji jego struktura będzie taka sama jak struktura najbliższego otoczenia. Bierzemy również pod uwagę „mapowalność“ danego siedliska zwłaszcza pod względem powierzchni. W innych przypadkach można anulować taki segment wyłącznie po konsultacji z gwarantem regionalnym. Zawsze należy zapisać ten fakt w Raporcie końcowym.

Przykłady:

- a) Gniazd bukowych w X9A zwykle nie można zmapować jako L5.1 ze względu na ich małą powierzchnię. Uznajemy je zatem tylko za część strukturalną sąsiedniego X9A i możemy anulować bez zastąpienia.
- b) Niewielkie skałki w drzewostanie (patrz rozdział Specjalne przypadki mapowania, punkt 8) można uznać za część strukturalną lasu i anulować je bez zastąpienia.
- c) Segmentu nie można wypatrzyć w terenie (np. źródła leśne) – jego struktura nie różni się zatem od otoczenia i można go anulować bez zastąpienia.
- d) Bardzo małe segmenty T5.5 w krajobrazie niezmapowanym stanowią inną strukturę. Ich ewentualne anulowanie należy skonsultować z gwarantem regionalnym.

2.3.2.3. Klasyfikacja siedlisk

(współpraca R. Višňák)

Siedliska określa się według Katalogu i PHB. Stosuje się przede wszystkim podejście formacyjno-roślinne (fizjonomiczne), po drugie florystyczne.

Roślinność, która stanowi przejście dwóch lub więcej siedlisk przyrodniczych, przyporządkowuje się do najbardziej podobnego siedliska, a dana sytuacja znajdzie odzwierciedlenie w ocenie niektórych istotnych właściwości (patrz dalej i w PHB). Podstawowym przewodnikiem jest rozdział „Diagnostyka różnicowa“ w PHB. Generalnie podczas klasyfikacji uwzględnia się przede wszystkim właściwości siedliska (rozdział „Ekologia“ w Katalogu) oraz względny udział przedstawicieli gatunków diagnostycznych.

Jeżeli ani fizjonomia, ani obecny zestaw gatunkowy roślin nie pozwala na przyporządkowanie do żadnego siedliska przyrodniczego, takie siedlisko klasyfikuje się jako odpowiedni typ grupy formacji X. W niektórych przypadkach jest to niewątpliwie siedlisko przyrodnicze, ale nie można znaleźć jednoznacznego rozwiązania. Jeżeli klasyfikacja na podstawie fizjonomii, składu gatunkowego i ekotopu faktycznie jest niepewna, maper powinien wziąć pod uwagę aspekt fitogeograficzny, roślinny i ekologiczny otaczającego krajobrazu.

Należy zanotować ewentualną przyczynę zmiany siedliska (Pz). W aplikacji Wanas ustawiona jest wartość **0** (zero) – dane siedlisko jest zgodne ze zmapowanym. Jeżeli jednak różni się od zmapowanego (zmiana kodu), należy określić i odnotować przyczynę zmiany. Może ona być:

- głównie przyrodnicza (sukcesja i tym podobne) – **P**,
- głównie bezpośrednie oddziaływania antropiczne – **A**,
- inna przyczyna, np. błąd lub inne zdanie poprzedniego mapera albo (wyjątkowo) zmiana systemu klasyfikacji, albo przyczyna nieznana – **N**.

2.3.2.4. Wyznaczanie i korekta granic

Zmiany granic muszą zostać zarejestrowane, jeżeli mamy do czynienia z wykazanym przesunięciem o więcej niż ok. 30 metrów. Jeżeli maper, wykorzystując zdjęcie lotnicze lub GPS, poprawi wyznaczoną granicę tylko przy przesunięciu powyżej o 10 m.

Zalecana minimalna powierzchnia do mapowania siedlisk, które zwykle osiągają duże rozmiary (T1.1, T1.2, T1.3, T1.4, T1.5, T1.7, T1.9, L2.3, L3, L5.1, L5.4, L9.1) to **1500 – 2500 m²** (0,15 – 0,25 ha, tj. np. (30–)50 × 50 m). Takie siedliska można zmapować na mniejszych powierzchniach tylko w przypadku, gdy mamy do czynienia z rzadszymi typami tej roślinności lub bardzo wysokiej jakości i cennymi przyrodniczo roślinami. Cieki wodne z występowaniem makrofytów mapujemy zawsze, bez nich mniej więcej od szerokości ok. 1,5 m.

Dla małopowierzchniowych występowania siedlisk (powierzchnia do ok. 2500 m² lub większa, ale o średniej szerokości mniejszej niż 50 m) można podczas wyznaczania granic na mapie roboczej zastosować punkty i linie, jednocześnie zanotować ich faktyczną powierzchnię lub szerokość i na tej podstawie wprowadzić później do aplikacji WANAS.

Linia zawsze dzieli segment. Nie jest zatem możliwe, aby linia „przechodziła” przez segment (w takim przypadku należy rozróżnić dwa wieloboki oddzielone taką linią), nawet o tych samych właściwościach. Linia może być rozgałęziona, czyli może mieć dwa lub więcej punktów końcowych.

Skupiska segmentów punktowych lub niewielkich wieloboków mapuje się jako tzw. **mozaikę**, czyli jeden segment wieloboczny. Mniejszościowe, nieistotne z punktu widzenia ochrony składniki można pominąć (można podać w uwagach). Większą liczbę elementów (powyżej 5) należy skonsultować z gwarantem lub metodykiem, zwłaszcza poza torfowiskami i ekstremalnie stromymi lub pionowymi powierzchniami. Składniki mozaiki zawsze tworzą różne siedliska, nie może więc to być to samo siedlisko z różnymi stopniami jednej lub więcej monitorowanych właściwości, w takim przypadku stopień należy „uśrednić”. W przypadku przejścia lub nałożenia się na małej powierzchni dwóch siedlisk należy określić i wytyczyć arbitralnie jednoznaczną granicę.

Mapper **musi** usunąć w aplikacji Wanas wszystkie linie, które stanowią granice arkuszy map.

2.3.2.5. Aktualizacja w EVL

Szczególną uwagę należy zwrócić na aktualizację siedlisk w EVL, zwłaszcza tych, które są przedmiotem ochrony dla

danego EVL. W dokumentach mapowych granice EVL są oznaczone kolorami. Jeżeli w wyniku aktualizacji miałyby dojść do zmiany siedliska (kodu) lub do znaczącej zmiany jego powierzchni, maper musi wcześniej skonsultować ten fakt z gwarantem regionalnym. Dopiero po jego zgodzie może zapisać ewentualne zmiany w programie Wanas. Maper ma obowiązek odnotowania takich zmian w raporcie końcowym.

2.3.2.6. Ocena istotnych właściwości

(współpraca R. Višňák)

Monitoruje się i rejestruje właściwości istotne dla danego – zweryfikowanego – siedliska. Zgodnie z pkt. 2.3.2.1 wartości wpisuje się do wydrukowanej tabeli (wzór znajduje się w załączniku).

Skrót	Nazwa	Zakres
RB	Reprezentatywność siedliska	wszystkie siedliska przyrodnicze
SD	Struktura drzewostanu	wszystkie przyrodnicze siedliska leśne i krzewiaste (grupy formacji L i K) oraz wybrane przyrodnicze siedliska nieleśne (M4.2, R3.2, S1.5, A7, A8.1, A8.2), RB=W opcjonalnie, z wyjątkiem młodników
MD	Martwe drewno	wszystkie przyrodnicze siedliska leśne (grupa formacji L), RB=W opcjonalnie
DG	Degradacja	wszystkie siedliska przyrodnicze oprócz RB=W
MG	Użytkowanie	wszystkie siedliska, opcjonalne
RH	Rola siedliska w regionie	wszystkie siedliska, RB=W opcjonalnie
TD	Gatunki typowe	wszystkie siedliska, RB=W opcjonalnie
SF	Struktura i funkcje	wszystkie siedliska, RB=W opcjonalnie

2.3.2.6.1. Reprezentatywność siedlisk (RB)

Właściwość ta w dużej mierze odpowiada pierwotnej ocenie „reprezentatywności” siedliska podczas mapowania. Wyrażona jest złożonością ewent. przejściowością składu gatunkowego i siedliska w stosunku do opisu w Katalogu i w PHB. Właściwość rejestruje się dla wszystkich siedlisk, a w przypadku niektórych siedlisk (A1.1, A2.1, A3, A6A, A6B, V3, R1.1, R1.2, R1.3, R1.4, R1.5, R2.1, R2.2, R2.3, R2.4, R3.1, R3.2, R3.3, R3.4, S1.1, S1.2, L9.2A, L9.2B, L10.1, L10.2, L10.3, L10.4) uwzględnia się także skład gatunkowy warstwy mchu, nie uwzględniając przy tym w dużej mierze obecności gatunków wskazujących na degradację (tylko dla stopnia „W”, czyli gdy stopień degradacji jest znaczny). Właściwość ma cztery stopnie: V, P, F i W. W procesie oceny „P” ma pierwszeństwo przed „F”: najpierw rozważa się, czy siedlisko jest przejściowe, a jeżeli nie jest, można ocenić je jako F.

Niektóre siedliska nie mogą mieć wszystkich czterech stopni, np. siedlisk V1 i V4 nie można ocenić jako stopień F i W.

Opis stopni:

V – odrębne, niewątpliwie dające się sklasyfikować siedlisko (w tym uwzględnienie zmienności i typowych gatunków według PHB).

P – siedlisko przejściowe ze znaczącym występowaniem gatunków dwóch (lub więcej) siedlisk przyrodniczych; siedlisko jest możliwe do sklasyfikowania, ale nie jest odrębne, reprezentowane są jednak również gatunki diagnostyczne innych siedlisk przyrodniczych, podaje się, do którego siedliska lub siedlisk (max. dwóch) jest przejściowe.

W tabeli przedstawiono grupy formacji siedlisk, pomiędzy którymi **nie można zmapować siedliska przejściowego**. Sytuację można rozwiązać wyłącznie jako mozaikę danych siedlisk. **Nie można zmapować przejścia siedliska przyrodniczego do siedlisk serii X.**

V→M	M→V	R→V	S→V	A→V	T→V	K→V	L→V
V→R	M→S	R→S	S→M	A→S	T→S (oprócz T3.1/T3.2→S1.1/S1.2)	K→M	L→M
V→S	M→K	R→K	S→R		T→K	K→R	L→R (oprócz L9.2A i L10.4→R3.2)
V→A	M→L	R→L (oprócz R3.2→L9.2A i L10.4)	S→A (oprócz S1.2→A6A i A6B)		T→L	K→S	L→S
V→T			S→T (kromě S1.1/S1.2→T3.1/T3.2)			K→T	L→T
V→K			S→K				
V→L			S→L				
							L3.3A→L3.4
							L3.3B→L3.4
							L3.4→L3.3A
							L3.4→L3.3B

F – siedlisko trudne do sklasyfikowania, przynależność do danego siedliska jest niewyraźna (za to do grupy formacji tak), nie ma też wyraźnie zaznaczonego przejścia do innego siedliska przyrodniczego lub jest do więcej niż dwóch; stopień typowy dla cenologicznie nieodrębnej roślinności i stadiów początkowych.

W – siedlisko przyrodnicze z **wyraźną tendencją do siedliska grupy formacji „X“**. Zwykle występuje wysoki stopień degradacji, gatunków diagnostycznych brakuje lub występują w znikomej ilości, a roślinność może być trudna do sklasyfikowania.

W przypadku lasów przykładem mogą być młodniki pierwotnych i odpowiednich ekologicznie roślin drzewiastych, a także ich dorosłe nasadzenia z b a r d z o ubogim runem lub całkowicie bez runa.

W przypadku łąk zaliczamy tu m.in. rośliny uszkodzone w przeszłości (orka, siewy i in.), które obecnie zawierają wiele taksonów podanej kombinacji gatunkowej, często również gatunki diagnostyczne, jednak skład i proporcje dominujących traw nie odpowiadają żadnemu siedlisku.

W tym stopniu nie jest obowiązkowa ocena pozostałych właściwości (z wyjątkiem młodników, dla których należy zapisać we właściwości SD stopień „M“). Można zapisać uwagę (patrz punkt 2.3.2.7) i występujące taksony roślin (patrz punkt 2.3.2.5).

Właściwość pomocnicza: koszenie

Rejestruje się tylko dla widocznie koszonych siedlisk łąkowych.

Opis stopni:

ps = przed pierwszym pokosem

ot = otawa (tzn. po pokosie – pierwszym lub drugim, ale można już ocenić skład gatunkowy)

2.3.2.6.2. Struktura drzewostanu (SD)

Właściwość opisuje pionowy układ pięter drzew i krzewów. Obecność krzewów i młodych drzew do wysokości 1,3 m nie jest uwzględniana, odmładzanie roślin drzewiastych odnotowuje się w wykazie gatunków.

Właściwość rejestruje się dla wszystkich siedlisk leśnych i krzewiastych (L, K) oraz wybranych siedlisk nieleśnych (M4.2, R3.2, S1.5, A7, A8.1, A8.2):

Opis stopni:

Tylko dla siedlisk krzewiastych (K) i nieleśnych (M4.2, R3.2, A7, A8.1, A8.2, S1.5) stosuje się następujące stopnie:

(k1) roślinność składająca się wyłącznie z krzewów, mniej więcej tej samej wysokości,

(k2) roślinność składająca się z krzewów i domieszki drzew, z wyraźnym zróżnicowaniem wysokości (E_2 i E_3).

Dla wszystkich siedlisk leśnych (L) stosuje się następujące stopnie:

(M) młoda roślinność do wysokości 5(-7) m, niezależnie od struktury pionowej; występowanie osobników różnego wzrostu (wystawanie) jest bardzo rzadkie.

(S) rośliny mniej więcej w tym samym wieku i tej samej wysokości, niezależnie od ewentualnych różnic w grubości; występowanie osobników innej wysokości jest bardzo rzadkie.

(Q) roślinność wielopiętrowa lub roślinność z niedorozwiniętymi piętrami – piętra z niewielkimi różnicami wysokości lub bardziej zróżnicowane, ale mocno niespójne. Ten stan obejmuje przypadek bardzo zróżnicowanych pod względem wysokości, mniej więcej równomiernie rozwiniętych pięter. Górne piętro może mieć niskie pokrycie, pod nim rozwija młody drzewostan. Skład gatunkowy górnego i dolnego piętra może być względnie taki sam (ciągłość międzypokoleniowa składu gatunkowego) lub może się znacząco różnić.

(D) roślinność wyraźnie dwupiętrowa, dolne piętro składa się zwykle z młodych drzew lub krzewów; struktura ta jest charakterystyczna m.in. dla lasów łęgowych. Strukturę tę zapisujemy, jeżeli krzewy o wysokości powyżej 1,3 m mają pokrycie minimum 25%.

(R) rozdzielona przestrzennie roślinność w tym samym wieku (tzn. w jednym segmencie jest więcej roślin w różnym wieku) lub o różnej wysokości; obejmuje także przypadki wyraźnej „struktury gniazdowej” lub rozdzielonych grup. Jest to typowa struktura ostępu leśnego. Same grupy roślinności są mniej więcej w tym samym wieku, mogą jednak wykazywać pewną różnorodność pod względem wysokości i grubości.

(P) lasy o różnorodnej strukturze; stopień opisuje najbardziej złożoną strukturę roślinności, gdy na większości powierzchni segmentu znajdują się mniej więcej równomiernie rozwinięte dwa lub więcej pięter drzew (lub chociażby dwa piętra drzew i jedno piętro krzewów).. Korony poszczególnych pięter mogą być bardzo luźne (rzadkie), ale konieczne jest, aby roślinność była silnie zróżnicowana pod względem wysokości na większości powierzchni segmentu, zwykle występuje także martwe drewno.

(K) roślinność po katastrofie (np. wiatr, korniki, zanieczyszczenia), po pożarze, roślinność obumarła w wyniku długotrwałego zalania wodą itp. Większość masy drzewnej musi być na miejscu podczas mapowania. Bierzymy pod uwagę całe piętro drzew, nie tylko określone drewno (np. świerk w przypadku ataku korników).

2.3.2.6.3. Martwe drewno (MD)

Właściwość opisuje ilość martwego drewna leżącego i stojącego w lesie. Charakteryzuje to obieg materii w ekosystemie leśnym, a w pewnych przypadkach również na stan zdrowia drzewostanu. Za martwe drewno nie uznaje się drewna pozyskanego. Nie ocenia się tzw. drobnicy, czyli gałęzi i pieńków do średnicy 7 cm.

Opis stopni:

0 – martwe drewno nie występuje lub występuje w znikomej ilości,

1 – porozrzucane lub przewrócone martwe drzewa,

2 – dużo stojących lub przewróconych martwych drzew,

3 – las po katastrofie (np. korniki, zanieczyszczenia, las po pożarze itp.),

4 – powalone drzewostan.

2.3.2.6.4. Degradacja (DG)

Właściwość wyraża **stopień degradacji** siedliska (bezpośredniej i pośredniej), przy czym w ogólnym kontekście należy rozumieć ją w następującej kolejności stopni: $0 \rightarrow 1 \rightarrow 2 \rightarrow 3 \rightarrow W \text{ (RB)} \rightarrow X$.

Uwzględnia się intensywność (stopień) różnych oddziaływań antropogenicznych, obecność gatunków synantropijnych (głównie inwazyjnych i ekspansywnych) i kulturowych, eutrofizację, stan zagospodarowania. Stopień poszczególnych typów degradacji należy oceniać z uwzględnieniem (nie)odwracalności ich przejawów bezpośrednio w terenie w konkretnej sytuacji. Przyczyna degradacji może być niejasna, zwłaszcza jeśli zmiany w roślinności mają charakter sukcesywny.

Nie ocenia się degradacji dla siedlisk ocenianych we właściwości RB (punkt 2.3.2.4.1) jako stopień „W” oraz dla siedlisk V1G i V4B.

W krótkiej uwadze (oddzielnej, innej niż uwaga „ogólna”) podaje się (dla stopnia 0 i 1 opcjonalnie, jeżeli przyczyna jest jasna, dla stopni 2 i 3 obowiązkowo) krótkie słowne wyjaśnienie, czym jest spowodowana degradacja. Stosuje się następujące **słowa kluczowe**:

Procesy naturalne

dynamika, w tym sukcesja, zarastanie

nalot drzew

nalot nie przekracza znacząco roślinności łąkowej

nalot przekracza znacząco roślinność łąkową, ale nie są to dorosłe drzewa

nalot stanowią głównie dorosłe drzewa

eutrofizacja ruderalizacja

anomalie

zubożenie składu gatunkowego

inwazja gatunku roślinnego (uwaga: za inwazję nie uznajemy występowania gatunku inwazyjnego ze znikomym lub bardzo niskim pokryciem, ale dopiero od pokrycia 1, np. *Impatiens parviflora*)

ekspansja gatunku roślinnego

inne

erozja

zapychanie błotem

osuwisko

lawina

powódź

wichura

pożar

zakwaszenie

Gospodarka rolna (ogólnie)

brak zagospodarowania (koszenie, wypas, ...)

nadmierne wypasanie

nagromadzenie staroci

nawożenie

dosiewanie

niewłaściwa rekultywacja terenów zielonych

nielegalna uprawa konopi

Gospodarka leśna (ogólnie)

wyrąb lasu

zalesianie nieodpowiednimi roślinami drzewiastymi

zmieniony skład piętra drzew

zachwaszczenie (np. jeżyny)

piętro zielne zubożone gatunkowo lub nie występuje (uwaga: w przypadku stosowania tego słowa kluczowego jako jedyne można wybrać stopień degradacji tylko na poziomie 1)
składowanie lub wywożenia drzewa
szkody wyrządzone przez zwierzęta
dokarmianie

Gospodarka rybna (ogólnie)

hodowla ryb (lub ptactwa wodnego)
karmienie
nawożenie
wapnowanie
wędkarstwo sportowe
brak hartowania

Zmiany warunków wodnych (ogólnie)

melioracja, odwadnianie, osuszanie
czerpanie wód gruntowych
budowa polderów
usuwanie osadów (kopanie stawów)
hałdy i składowiska
techniczne zmiany przepływów
techniczne zmiany dna i brzegów
tamy, nabrzeża, sztuczne plaże
regulacja poziomu
zalewanie
zamaczanie
wysychanie
gruntowanie

Górnictwo i wydobywanie (ogólnie)

wydobywanie piasku i żwiru
wydobycie torfu
ręczne wydobywanie torfu
kamieniołomy

Urbanizacja, transport i komunikacja (ogólnie)

działalność budowlana na terenach zurbanizowanych, osiedlanie
ścieżki, trasy, ścieżki rowerowe
drogi, autostrady
kolej
transport wodny
porty
małe lotniska
linie energetyczne
transport energii (gazociągi, ropociągi, ciepłociągi)

Turystyka, sport i wypoczynek (ogólnie)

boiska sportowe
pola golfowe
ośrodki narciarskie, stoki
różne trasy i tory (np. motokros)
kemping
sporty wodne
turystyka piesza
jazda (na rowerze, na quadzie, na koniu...)
wspinaczka i speleologia

Zanieczyszczenia i inne czynniki antropogeniczne (ogólnie)

składowiska odpadów komunalnych
zanieczyszczenie wody
zanieczyszczenie gleby
deptanie, nadmierne wykorzystywanie
ćwiczenia wojskowe
wandalizm

Szczegóły możliwej i ocenianej degradacji dla każdego siedliska znajdują się w PHB.

Opis stopni:

- (0) Siedlisko bez wyraźnych oznak degradacji lub poziom degradacji jest znikomy. Żadne lub niezauważalne przejawy degradacji, brak eutrofizacji, brak gatunków synantropijnych. Możliwe są m.in. nawet wcześniejsze oddziaływania reżimu wodnego, dawne oranie łąk itd., jeżeli dziś już nie odzwierciedlają się w składzie roślinności. W przypadku siedlisk wodnych bez degradacji mogą być też sztuczne zbiorniki wodne (zwłaszcza stawy) lub sztuczne ciekі wodne z naturalną linią brzegową i dnem, bez intensywnego rybołówstwa.
- (1) Lekka degradacja. Lekka eutrofizacja lub inna degradacja, np. spowodowana brakiem zagospodarowania lub zarastaniem itd., widoczne zmiany reżimu wodnego, obecność gatunków synantropijnych do max. 10% pokrycia. W przypadku siedlisk wodnych są to powierzchnie lub ciekі z częściowo sztuczną linią brzegową, ogólnie jednak z przewagą elementów naturalnych, ze zrównoważoną gospodarką rybacką, gdzie podaż i zużycie składników odżywczych jest zbilansowane. W przypadku lasów jest to przede wszystkim degradacja związana z obecnością nieodpowiednich dla siedliska i obcych geograficznie roślin drzewiastych lub zwiększona presja zwierzyny.
- (2) Średnia degradacja lub stopień degradacji zróżnicowany przestrzennie. Widoczna eutrofizacja, brak zagospodarowania lub zarastanie, odwadnianie, gatunki synantropijne z 10-30% pokryciem, tym stopniem można oznaczyć również nierównomierny przestrzennie stopień degradacji w segmencie.
- (3) Silna i znacząca degradacja. Wyraźna eutrofizacja, silna degradacja spowodowana albo brakiem zagospodarowania, albo przeciwnie – intensyfikacją w przeszłości (oranie i dosiewanie łąk). Odwodnienie, pokrycie przez gatunki synantropijne powyżej 30%; w przypadku siedlisk wodnych są to zbiorniki i ciekі intensywnie wykorzystywane do hodowli ryb lub ptactwa wodnego albo mocno eksploatowane turystycznie – wędkarstwo, pływanie, sporty wodne, ale z roślinnością makrofitową (w innym przypadku klasyfikowane jako X14). Brzegi i dno są najczęściej sztuczne, przy czym za sztuczną linię brzegową uznaje się też linię żwirową. W przypadku lasów jest to degradacja związana z wyraźną obecnością nieodpowiednich dla siedliska i obcych geograficznie roślin drzewiastych, obecnością np. jeżyn, odwodnieniem, nadmierną presją zwierząt i innymi działaniami związanymi z gospodarką leśną. W przypadku pozostałych siedlisk może to być wyraźne uszkodzenia gleby, radykalne odwodnienie, znaczące zanieczyszczenia różnego rodzaju i in.

2.3.2.6.5. Użytkowanie (MG)

(współpraca L. Čech)

Właściwość zapisuje się opcjonalnie, tylko tam, gdzie ma to znaczenie dla ochrony przyrody i można określić to w terenie z zadowalającą pewnością. Ocenia się najpierw aktualne użytkowanie (lub opiekę), a w kolejnym kroku

proponuje nowe. W niektórych przypadkach proponowane użytkowanie jest indeksowane w celu rozróżnienia przyczyn lub pilności.

Opis stopni:

Aktualne użytkowanie

0 – brak

V – odpowiednie

N – nieodpowiednie Użytkowanie

proponowane:

S – siedlisko lub jego stan nie wymagają żadnego użytkowania; zaleca się pozostawienie własnemu biegowi,

Sn – siedlisko lub jego stan nie pozwala na określenie właściwego użytkowania ani na zdecydowane i uzasadnione zalecenie pozostawienia go własnemu biegowi,

Sx – siedlisko jest już w takim stanie, że naprawa byłaby niezwykle trudna, zbędna lub niemożliwa; zaleca się pozostawienie własnemu biegowi,

M – zaleca się wprowadzić użytkowanie (oczywiście odpowiednie),

Mm – wprowadzić użytkowanie jak najszybciej, w trybie pilnym.

Przykłady kombinacji:

ad 0/S) roślinność pralasu bez zauważalnych oddziaływań człowieka, w optymalnym stanie, pozostawić bez ingerencji własnemu biegowi,

ad 0/Sn) bardzo nietypowe, dziwne lub po prostu niewyodrębnione siedlisko bez ingerencji człowieka, z niejasną perspektywą lub nieprzewidzianą reakcją na ewentualną ochroną bierną, pozostawić bez ingerencji własnemu biegowi,

ad 0/Sx) wyraźnie zdegradowane siedlisko, obecnie bez jakiegokolwiek opieki, użytkowanie nie przyniosłoby w przyszłości pozytywnych efektów lub byłoby zbyt drogie, pozostawić własnemu biegowi,

ad 0/M) łąka, do tej pory leżąca odłogiem, na której trzeba rozpocząć regularne koszenie,

ad 0/Mm) trawa stepowa zarastająca na brzegach akacją i trzciną, do tej pory bez użytkowania, należy pilnie rozpocząć koszenie i tłumienie nalotu, w przeciwnym razie dojdzie do szybkiej degradacji siedliska,

ad V/M) regularnie koszona wilgotna łąka, aktualne użytkowanie jest optymalne, kontynuować obecną opiekę – oby tak dalej!

ad N/M) aktualne użytkowanie jest nieodpowiednie (wycinka żyznej buczyny z późniejszymi nasadzeniami świerku), należy wprowadzić odpowiednie zarządzanie (selektywna lub grupowa wycinka, stosowanie naturalnego odnowienia drzew liściastych i jodły, grodzenie odnowień),

ad N/Mm) aktualne użytkowanie jest nieodpowiednie, należy pilnie wprowadzić odpowiednie użytkowanie (zbyt intensywne i niszczyielskie wypasanie, należy ogrodzić i kosić).

ad N/S) prawdopodobnie najrzadszy przypadek, aktualne nieodpowiednie użytkowanie należy zastąpić trybem nieingerencyjnym (np. zakończyć wydobywanie kamienia i zostawić kamieniołom własnemu biegowi).

2.3.2.6.6. Rola siedliska w regionie (RH)

W tej subiektywnej ocenie stosuje się „skalę szkolną”: 1 – 4 (bez stopnia 5), p r z y c z y m siedlisko w segmencie jest „oznaczane” według jakości, ocenia się jego ogólną rzadkość i zagrożenia. Rozpatrujemy przede

wszystkim:

- rzadkość w rejonie fitogeograficznym, występowanie na granicy zasięgu w Republice Czeskiej itp.,
- występowanie gatunków chronionych, zagrożonych lub rzadkich,
- złożoność budowy pionowej,
- bogactwo gatunkowe,
- wysoce reprezentatywny typ określonego zespołu,
- potrzeba objęcia ochroną prawną.

2.3.2.5. Rejestracja taksonów roślin

2.3.2.5.1. Wykaz i pokrycie poszczególnych taksonów

Rejestruje się obecność i szacowane pokrycie lub liczebność obecnych i określonych taksonów roślin. Nie rejestruje się taksonów, których występowanie nie zostało zweryfikowane – tzw. wyniki negatywne, nawet w przypadku, gdy maper zawarł taką informację w uwagach. Taksony, których ustalenie jest niepewne lub wymaga sprawdzenia, maper oznacza jako „cf.” i ewentualnie uzupełni uwagami. Rejestrowane są przede wszystkim gatunki dominujące (pokrycie bezwzględne w siedlisku minimum ok. 25 %), typowe (zgodnie z wykazem w PHB dla każdego siedliska), szczególnie chronione (obowiązkowo, aktualny wykaz znajduje się w załączniku 4 niniejszej metodyki), istotne z punktu widzenia ochrony (Czerwona lista) i istotne fitogeograficznie, a także taksony inwazyjne (zgodnie z wykazem w załączniku 3 niniejszej metodyki). Wykaz jest sporządzany oddzielnie dla każdego piętra roślinności (E_0 , E_1 , E_2 a E_3) i nie jest (ani nie może być) kompletny lub wyczerpujący. Dla siedlisk ocenianych jako RB=W lub X rejestrowane są przede wszystkim taksony szczególnie chronione (obowiązkowo), istotne z punktu widzenia ochrony, istotne fitogeograficznie i taksony inwazyjne. Rejestrację taksonów dla tychże siedlisko można przeprowadzić tylko do piętra E_N (niezróżnicowane).

Pokrycie (całkowite w siedlisku) jest zawsze rejestrowane dla gatunków dominujących i współdominujących w trzech stopniach (3, 4 i 5 według siedmiostopniowej skali Brauna-Blanqueta, tzn. od 25%). Opcjonalnie można zapisywać także stopnie r, +, 1 i 2 (zalecane zwłaszcza przy niskim całkowitym pokryciu danej warstwy, jeżeli żaden takson nie ma wyższego pokrycia, a także np. dla gatunków inwazyjnych). W przypadku wszystkich zarejestrowanych gatunków można zapisać też uwagi.

W przypadku mozaiki dla każdego składnika sporządza się oddzielny wykaz z pokryciem odnoszącym się do powierzchni poszczególnych siedlisk w segmencie.

W segmencie zawsze może wystąpić także siedlisko niezmapowane (niezaktualizowane, niezarejestrowane). Ma one wtedy znikomą powierzchnię albo jest fragmentaryczne, niepełne lub zarodkowe, często nienaturalne. Taksony, które występują tylko na takim (mikro)siedlisku lub tylko na krawędziach segmentu (efekt krawędziowy, tzn. „wychodzą” z sąsiedniej powierzchni), oznaczone są w wykazie specjalnym symbolem (A).

2.3.2.5.2. Ocena gatunków typowych (TD)

(współpraca M. Koć)

Jeżeli siedlisko jest oceniane we właściwości RB (punkt 2.3.2.4.1) jako stopień „W” oraz w przypadku siedlisk V1G, V4B, R3.4, S3 i M4.1, nie przeprowadza się takiej oceny.

Ocenę typowych gatunków przeprowadza się po sporządzeniu wykazu gatunkowego. Oceniany jest tylko zbiór zarejestrowanych typowych gatunków (które dzielą się na gatunki **podstawowe** i **specyficzne**, patrz oddzielny aneks do niniejszej metodyki) dla danego siedliska, bez ewentualnych gatunków z indeksem A (patrz punkt 2.3.2.5). Na końcową ocenę typowych gatunków **nie mają** wpływu inne fakty zarejestrowane w segmencie, tzn. np. występowanie innych grup roślin, wielkość segmentu, wielkość populacji typowych gatunków i ich żywotność, struktura roślinności, zarządzanie, oddziaływania antropogeniczne, degradacja itd. Fakty te znajdują odzwierciedlenie w ocenie degradacji oraz ocenie struktury i funkcji, które przeprowadzane są oddzielnie (punkty 2.3.2.4.4 i 2.3.2.7).

Podczas oceny generalnie postępuje się według ogólnego schematu (patrz niżej). Przy każdym siedlisku znajduje się pozycja „Ocena”, w którym wymienione są szczegółowe warunki osiągnięcia poszczególnych stanów. Podane tam liczby gatunków można dla większości siedlisk stosować z odchyleniem ± 1 , a dla siedlisk bogatych gatunkowo

nawet ± 2 . Wyjątkowo nawet więcej, ale w takim przypadku maper powinien to podać i uzasadnić w raporcie końcowym. W przypadku siedlisk z bardzo małą liczbą gatunków typowych (M2.2, M2.3, R2.4, S1.5, A1.2, A3, T1.8, K2.1, K2.2, K4A, K4C) maperzy są natomiast zobowiązani zawsze stosować podane wartości graniczne. W przypadku siedlisk przejściowych (RB=P) należy uwzględnić gatunki typowe obu siedlisk, przy czym gatunki typowe drugiego siedliska są tylko w połowie tak ważne, jak te z pierwszego.

Ustęp ten zwraca również uwagę na odchylenia regionalne lub może podkreślać znaczenie poszczególnych gatunków typowych.

W przypadku niektórych siedlisk (V1A–E, V2A–C, V5, V6, M1.1, M1.3, M1.8, M2.4, M4.2, M4.3, R2.4, R3.3, K1 i K4A) zostały określone tylko gatunki typowe, a stan tychże siedlisk z punktu widzenia gatunków typowych nie może być niekorzystny.

W przypadku siedlisk, do określania których nie jest konieczna obecność jakichkolwiek gatunków roślin (V1G, V4B, M4.1, S3), w ogóle nie określono gatunków typowych i nie przeprowadza się oceny.

W przypadku siedlisk S1.1 i S1.2 można ocenić gatunki typowe nawet jeżeli żadne gatunki nie zostały zarejestrowane (głównie skały bez roślin naczyniowych, często tylko z mchami) – jednak **tylko jako stopień N**. Również dla siedlisk A6A, które są często bardzo trudno dostępne, możliwa jest ocena szacunkowa bez zarejestrowanych gatunków, uwzględnia się przy tym skład gatunkowy takiego siedliska w kontekście danego obszaru.

Ogólny schemat oceny gatunków typowych:

Stan korzystny – jeżeli gatunki typowe występują w wystarczającej ilości (od kilku do licznych). Wystarczająca ilość określona jest w tabeli w ustępie „Ocena“, ale w praktyce możliwe są odchylenia ze względu na całkowitą liczbę wszystkich „potencjalnych” gatunków typowych oraz bogactwo gatunkowe siedliska i jego podtypów wymienionych w PHB w rozdziale Różnorodność.

Stan mniej korzystny – jeżeli oprócz gatunków podstawowych występują także gatunki typowe, ale w niewielkiej ilości (jeden lub kilka). Małą liczbę ustala się podobnie jak w przypadku wystarczającej ilości przy stanie korzystnym.

Stan niekorzystny – jeżeli występują tylko gatunki podstawowe. Nie muszą to być wszystkie, ale zwykle więcej niż jeden, w zależności od typu siedliska i jego różnorodności.

2.3.2.6. Ocena struktury i funkcji (SF)

Jeżeli siedlisko oceniane jest we właściwości RB (punkt 2.3.2.4.1) jako stopień „W” oraz w przypadku siedlisk V1G, V4B nie przeprowadza się takiej oceny.

Stan struktury i funkcji siedliska może być korzystny (**P**), mniej korzystny (**MP**) i niekorzystny (**N**). Ocenę przeprowadza się po wypełnieniu całego formularza terenowego w terenie. Jest to kryterium syntetyczne, bierze się pod uwagę w szczególności pionową i poziomą strukturę roślinności, przedstawicieli gatunków dominujących, adekwatność zarządzania, poziom degradacji itd. W przypadku siedlisk leśnych uwzględnia się także ocenę poszczególnych stopni właściwości SD i MD. Bierze się również pod uwagę stopień zasiedlenia przez szkodniki (np. korniki), których wraz z grzybami niszczącymi drewno czy innymi patogenami nie uznajemy za czynnik degradacyjny siedlisk leśnych. Ich zrównoważone występowania bywa korzystne dla struktury i funkcji roślinności

(zróżnicowanie roślinności, udział w tworzeniu martwego drewna itp.), jednak katastrofalne wystąpienie oceniamy już zwykle niekorzystnie również dlatego, że następują po nim ingerencje gospodarcze, które dalej pogarszają jakość struktury i funkcji siedlisk leśnych.

Główne dokumenty do tej oceny (opis stanu idealnego i odchyleń) to Katalog i PHB.

2.3.2.7. Uwagi

Uwagi zawsze dotyczą siedliska, a w przypadku mozaiki każdego jej składnika. Należy dbać o to, aby notatka była zgodna z pozostałymi parametrami aktualizowanego segmentu/siedliska, jak również z taksonami wprowadzonymi do bazy danych. Dlatego można zachować oryginalne uwagi z mapowania siedlisk tylko w przypadku, gdy spełniają ten warunek. Taksony roślin można zapisać w uwagach tylko wtedy, gdy charakteryzują siedlisko lub segment (np. „łąką z dominacją *Molinia caerulea*“). Wpisanie taksonów do uwag nie zwalnia jednak mapera z obowiązku wpisania ich do bazy danych (zgodnie z zasadami określonymi w pkt. 2.3.2.5.1.).

Rejestruje się istotne fakty, na przykład:

- 1) przejściowość i siedliska mniejszościowe,
- 2) typ roślinności, stan gospodarczy lub stan sukcesji (np. długo niekoszona wilgotna łąka), w przypadku drzew i krzewów także uwaga na temat struktury wysokościowej i korony; identyfikacja lasu według mapy roślinności,
- 3) przejawy degradacji,
- 4) ograniczające warunki oceny (np. słabo dostępna lub przepuszczalna powierzchnia),
- 5) oddziaływania antropogeniczne,
- 6) specyfika rzeźby terenu,
- 7) specyfika reżimu wodnego,
- 8) w przypadku siedlisk grupy formacji X w uwagach podaje się istotne informacje: np. dokładniejsza specyfikacja siedliska, gatunek rośliny drzewiastej w monokulturze leśnej, ewentualnie najbardziej podobne siedlisko przyrodnicze itp., w przypadku siedlisk **X7A** i **X12A** uwagi są obowiązkowe w przypadku, gdy nie są zarejestrowane gatunki, które wskazywałyby na określenie siedliska.
- 9) jakiegokolwiek inne fakty, które maper uzna za ważne dla procesu rejestracji.

3. Przechowywanie danych, przetwarzanie i forma kompletnego odebranego dzieła

Sposób przenoszenia danych z formularza terenowego opisuje Podręcznik użytkownika aplikacji Wanas dostępny na <http://webgis.nature.cz/mbcrlhelp/>.

3.1. Raport końcowy

Raport końcowy pisany jest dla każdego okręgu mapowania w (<http://webgis.nature.cz/rmbcr/>). Składa się z następujących rozdziałów:

- 1) Identyfikacja okręgu i termin aktualizacji terenowej (daty graniczne).
- 2) Wykaz prac w celu mapowania siedlisk (kody, powierzchnie i autorzy).
- 3) Opis głównych zmian w klasyfikacji siedlisk (w porównaniu z VMB) oraz oszacowanie przyczyny takich zmian. Mapper poda również najważniejsze i najczęstsze zmiany granic segmentów.
- 4) Krótki opis stanu wszystkich istotnych z punktu widzenia ochrony siedlisk w danym okręgu, przy czym przedmioty ochrony w EVL uznaje się za istotne z punktu widzenia ochrony. Zaleca się dzielenie tekstu

według poszczególnych siedlisk.

- 5) Oddziaływania – maksymalnie dziesięć najistotniejszych oddziaływań (patrz załącznik 5) działających na poszczególne siedliska zweryfikowane w okręgu. Dla każdego oddziaływania określa się jego kwalifikację (pozytywna lub negatywna) i k w a n t y f i k a c j ę (poziom, intensywność – słaba, średnia, silna), szacunkową proporcję występowania siedliska (powierzchniowo, w dziesiątkach procent) i inne fakty. Podczas rejestracji należy uwzględnić także inne znane lub oczywiste fakty, które jeszcze się nie pojawiły (przykład: oczywiste zintensyfikowanie jakiegoś oddziaływania, które obecnie działa ze znikomą intensywnością lub na nieznacznym terenie, a także przypadek, gdy maper wie, że w przyszłości planowane są prace budowlane lub rolnicze itp.).
- 6) Wykaz niezaktualizowanych segmentów z podaniem przyczyny.
- 7) Informacje dodatkowe – e w e n t u a l n e p r o p o z y c j e z m i a n i uzupełnienia systemu oceny stanu siedlisk z punktu widzenia gatunków typowych, zwłaszcza uzasadnienie w przypadku, gdy maper podczas oceny znacząco oddalił się od zalecanej granicy pomiędzy korzystnym a mniej korzystnym stanem poszczególnych siedlisk. Inne informacje, doświadczenia i zalecenia dotyczące ochrony przyrody w danym okręgu.

4. Literatura

- Chytrý M., Kučera T., Kočí M., Grulich V. & Lustyk P. [eds] (2010): Katalog biotopů České republiky. 2. Vydání. – Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Kubát K., Hrouda L., Chrtěk J. jun., Kaplan Z., Kirschner J. & Štěpánek J. [eds.] (2002): Klíč ke květeně České republiky. – 928 pp., Academia, Praha.
- Lustyk P. [ed] (2011): Příručka hodnocení biotopů. – Ms., 481 pp., Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha
- Procházka F. [ed.] (2001): Černý a červený seznam cévnatých rostlin České republiky (stav v roce 2000). – Příroda 18: 1–146.
- Manuál aplikace Wanas: http://portal.nature.cz/publik_syst/files/manual_wanas_080917.pdf

Załącznik – Formularz terenowy

okręg		segment	data				maper			
siedlisko	ps ot	przyczyna zmiany: 0 – P – A – N				J – M – Md %				
RB reprezentatywność siedliska		V	P →			F	W			
SD struktura E3, E2		k1	k2	M	S	Q	D	R	P	K
MD martwe drewno		0	1	2	3	4				
DG degradacja		0	1	2	3					
uwagi										
MG Użytkowanie		0	V	N	S	Sn	Sx	M	Mm	
RH ocena regionalna		1	2	3	4					
TD gatunki typowe		P	MP	N						
SF struktura i funkcja		P	MP	N						

IIb. Ocena stanu ochrony siedliska w regionie biogeograficznym

Metodyka oceny stanu ochrony siedlisk przyrodniczych opracowana przez Agencję Ochrony Przyrody i Krajobrazu Republiki Czeskiej (AOPK CR). Oryginał metodyki oceny pochodzi ze strony Portal Informacyjny Ochrony Przyrody (<https://portal.nature.cz>). Metodyka oceny stanu ochrony dotyczy siedlisk o kodach 9110, 9130, 9170 w regionie biogeograficznym kontynentalnym oraz roku ewaluacji 2013 (Brak informacji w aktualnym raporcie o zmianie metody).

Ocena stanu ochrony typów siedlisk w regionie biogeograficznym. AOPK CR 2013.

[...]

2.8. Ogólna ocena

2.8.1. Uwagi (lub uzasadnienie) oceny obszaru :

Ocena zasięgu występowania jest ściśle powiązana z oceną referencyjnego obszaru siedliska (patrz pkt2.3.9). We wszystkich przypadkach referencyjny zasięg występowania oceniono jako w przybliżeniu porównywalny z obecnym obszarem występowania. Z tego powodu obszar ten jest oceniany jako korzystny we wszystkich przypadkach.

2.8.2. Komentarz (lub uzasadnienie) oceny powierzchni siedliska :

Ocena powierzchni siedliska jest ściśle powiązana z oceną referencyjnej powierzchni siedliska (FRA). Zakładając, że obecna powierzchnia siedliska jest w przybliżeniu równa FRA, wówczas powierzchnia siedliska jest oceniana jako korzystna. Jeżeli obecna powierzchnia siedliska jest mniejsza niż FRA, wówczas powierzchnia siedliska jest oceniana jako mniej korzystna (w przypadku gdy FRA jest większa niż obecna powierzchnia ale nie więcej niż 10%) lub niekorzystna (jeśli FRA jest większa od powierzchni siedliska o ponad 10%). Stan niekorzystny stwierdzano dla wszystkich siedlisk, w których wystąpił negatywny trend wielkości powierzchni siedliska.

2.8.3. Komentarz (lub uzasadnienie) do oceny struktury i funkcji:

Ocena struktury i funkcji jest wyprowadzana przez obliczenia z warstwy mapowania siedlisk (VMB). Do oceny wykorzystano tylko segmenty z aktualizacji VMB, ponieważ dane z pierwszego mapowania siedlisk nie są w pełni porównywalne z danymi bieżącymi. Mechanizm oceny (SF – struktura i funkcje):

- jeśli procent obszaru segmentu (z całkowitej powierzchni wszystkich zaktualizowanych segmentów), które oceniono jako SF = N i SF = MP, jest większy niż 75%, to ocena ogólna jest **niekorzystna (U2)**. Jednocześnie jeżeli co najmniej 10% segmentów jako jest oceniona jako N, to ocena jest U1. Wszystkie siedliska z ponad 25% segmentów ocenianych jako SF = N (niezależnie od reprezentacji segmentów P i MP) jest oceniona jako U2.

- Jeśli procent powierzchni segmentów ocenionych jako SF = N i SF = MP jest mniejszy niż 35%, to ocena ogólna jest **korzystna (FV)**. Jednocześnie jednak musi być spełniony warunek, że w siedlisku mniej niż 10% segmentów ma ocenę N. Jeśli w siedlisku 10–25% segmentów ocenia się jako N, wówczas ocena jest równa U1. Gdyby w siedlisku ponad 25% segmentów miało ocenę N, wówczas ocena jest równa U2.

- We wszystkich innych sytuacjach siedliska są oceniane jako **mniej korzystne (U1)**. Dotyczy to przypadków, gdy procent powierzchni segmentów MP i N mieści się w przedziale od 35 do 75% i jednocześnie obejmuje siedliska, które zostały wykluczone z FV na podstawie odsetka segmentów N i U2. Wyjątkiem są siedliska, w których ponad 25% segmentów oceniono jako N -w tym przypadku wynikiem oceny jest zawsze U2.

W obliczeniach automatycznych uwzględniono tylko siedliska, dla których istnieją dane z aktualizacji VMB na co najmniej 20% całkowitej powierzchni siedliska. W przypadku innych siedlisk obliczenia zostały zastąpione oceną ekspercką (1340 kon, 2330 kon, 3220 kon, 3270 kon, 4030 kon, 5130 pan, 6110 pan, 6240 kon, 6410 pan, 6520 kon, pan, 7140 pan, 7150 kon, pan, 7210 kon, 8210 pan, 8220 pan, 8230 kon, 9140 kon, 9180 kon, 9190 kon, 91H0 kon, 91T0 kon). Ocenę ekspercką użyto również dla siedliska 3230, gdzie wystąpiła duża rozbieżność między podanymi wartościami zaktualizowanej VMB (stan korzystny) i ocena eksperta (stan niekorzystny). Wartość z raportu ewaluacyjnego z 2007 roku

wykorzystano dla siedliska jaskini (8310 kon pan), ponieważ środowisko jaskiń niedostępnych dla zwiedzających jest od dawna stabilne i dlatego uważamy jego stan za taki sam.

2.8.4. Komentarz (lub uzasadnienie) do oceny przyszłych perspektyw :

Ocena przyszłych perspektyw pochodzi z obliczeń z warstwy mapowania siedlisk (VMB). Do oceny wykorzystano tylko segmenty z aktualizacji VMB. Mechanizm oceny (Dg - degradacja):

- jeśli procent obszaru segmentu (z całkowitej powierzchni wszystkich zaktualizowanych segmentów), które oceniono jako Dg = 2 i Dg = 3, większe lub równe 60% ocena ogólna jest niekorzystna (U2). Jednocześnie jednak, co najmniej 10% segmentów należy ocenić jako Dg = 3. Jeśli nie, to równa ocena wynosi U1. Ocena U2 należy również do wszystkich siedlisk z ponad 25% segmentów ocenionych jako Dg = 3 (niezależnie od reprezentacji innych poziomów degradacji).
- Jeśli procent powierzchni segmentów ocenionych jako Dg = 2 i Dg = 3 jest mniejszy niż 25%, to ogólna ocena jest korzystna (FV). Jednocześnie jednak musi być spełniony warunek, że w siedlisku mniej niż 10% segmentów oceniono jako Dg = 3. Jeśli w siedlisku jest 10-25% segmentów ocenionych jako Dg = 3, to ocena jest równa U1. Jeśli w siedlisku jest więcej niż 25% segmentów ocenionych na Dg = 3, to ocena jest równa U2.
- Wszystkie inne przypadki są oceniane jako mniej korzystne (U1). Dotyczy to przypadków, gdy procent powierzchni segmentów Dg = 2 i Dg = 3 zawiera się w przedziale od 25 do 60% i jednocześnie obejmuje segmenty siedliska, które zostały wykluczone na podstawie odsetka segmentów o Dg = 3 od FV i U2. Wyjątkiem są siedliska, w których ponad 25% segmentów jest ocenianych jako Dg = 3 (w tym przypadku wynikiem oceny jest zawsze U2). W obliczeniach automatycznych uwzględniono tylko siedliska, dla których istnieją dane z aktualizacji VMB na co najmniej 20% całkowitej powierzchni siedliska. W przypadku innych siedlisk obliczenia zostały zastąpione oceną ekspercką (1340 kon, 2330 kon, 3220 kon, 3270 kon, 4030 kon, 5130 pan, 6110 pan, 6240 kon, 6410 pan, 6520 kon, pan, 7140 pan, 7150 kon, pan, 7210 kon, 8210 pan, 8220 pan, 8230 kon, 9140 kon, 9180 kon, 9190 kon, 91H0 kon, 91T0 kon). Ocenę ekspercką użyto również dla siedliska 3230, gdzie wystąpiła duża rozbieżność między podanymi wartościami zaktualizowanej VMB (stan korzystny) i oceną eksperta (stan niekorzystny). Wartość z raportu ewaluacyjnego z 2007 roku wykorzystano dla siedliska jaskini (8310 kon, pan), ponieważ środowisko jaskiń niedostępnych dla zwiedzających jest od dawna stabilne i dlatego uważamy jego stan za taki sam.

2.8.5. Komentarz (lub uzasadnienie) ogólnej oceny :

Ogólna ocena pochodzi z częściowych ocen przy użyciu tej macierzy oceny:

Parametr	Stan ochrony			
	<i>FV</i>	<i>U1</i>	<i>U2</i>	<i>Nieznany</i> (informacje niewystarczające dla ocena - XX)
Ogólna ocena	cztery FV lub trzy FV i jeden nieznany XX	Jeden lub więcej U1 ale żaden U2	Jeden albo więcej U2	Dwie lub więcej XX w połączeniu z FV lub wszystko XX

[...]

Załącznik III. Metodyka duńska

IIIa. Instrukcja techniczna



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONAL CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Tytuł: Monitoring typów lądowych siedlisk przyrodniczych			
Rodzaj dokumentu: Specyfikacja techniczna:	Nr specyfikacji: N01	Wersja: 4	Sporządzono: 7 maja 2018 r.
Autorzy: Jesper Fredshavn, Knud Erik Nielsen, Rasmus Ejrnæs i Bettina Nygaard. Fagdatacenter for Biodiversitet og Terrestrisk Natur, <i>[Centrum Danych Specjalistycznych dotyczących Różnorodności Biologicznej i Środowiska Lądowego]</i> Wydział Epidemiologii Klinicznej, Uniwersytet w Aarhus Odniesienia do specyfikacji technicznej	Obowiązuje od: 25 maja 2019 r.		
	Ilość stron: 27		
	Data ostatniej zmiany: 25 maja 2019 r.		
	N03 – DN01		

1 Wstęp

Przedmiotowa specyfikacja ma na celu zapewnić jednolite i odtwarzalne gromadzenie danych, które mogą stanowić podstawę oceny stanu ochrony poszczególnych typów siedlisk przyrodniczych.

Monitoring obejmuje łącznie 44 typy siedlisk przyrodniczych wymienionych w Tabeli 1 i 3. W przypadku każdego typu siedlisk przyrodniczych monitoruje się szereg parametrów związanych ze strukturą i funkcją siedliska, w tym występowaniem tam określonych gatunków.

Monitoring odbywa się w określonych miejscach (stacjach), gdzie występuje jeden lub kilka typów siedlisk przyrodniczych. Samej rejestracji dokonuje się na losowo wybranych powierzchniach testowych oraz otaczającym je obszarze w promieniu odpowiednio 5 m lub 15 m (5-metrowe i 15-metrowe okręgi).

Specyfikacja techniczna spełnia wymogi określone w standardzie ISO 17025.

1.1. Definicje

W związku z monitoringiem typów siedlisk przyrodniczych posługiwać się będziemy następującymi definicjami:

Stacja. Miejsce, w którym występuje jeden lub kilka typów siedlisk przyrodniczych, gdzie losowo wyznaczono maksymalnie 10 powierzchni testowych.

Powierzchnia testowa. Powierzchnia gromadzenia danych o wymiarach 0,5 x 0,5 m z punktem centralnym w jednym z punktów siatki referencyjnej. Na tej powierzchni dokonuje się analiz roślinności, w tym określa się szczegółowo wybrane typy niezalesionych siedlisk przyrodniczych. Powierzchnię testową wyznacza się przy pomocy przyniesionej ze sobą aluminiowej ramy lub miarki składanej.

5-metrowy okrąg. Okrąg przeznaczony do gromadzenia danych o promieniu 5 m, z centralnym punktem w granicach powierzchni testowej. W tym okręgu zbiera się informacje na temat parametrów struktury, czynników oddziałujących, próbek gleby, wody i roślin i in., jak również uzupełniających wykazów gatunku.

15-metrowy okrąg. Okrąg przeznaczony do gromadzenia danych o promieniu 15 m, z centralnym punktem w granicach powierzchni testowej. W tym okręgu zbiera się informacje na temat struktur leśnych, gatunków wskaźnikowych oraz dodatkowych gatunków roślin drzewiastych, jak również informacje na temat czynników oddziałujących mających znaczenie dla poszczególnych typów siedlisk przyrodniczych.

Typ siedliska przyrodniczego, dla którego wyznaczona została dana stacja. Typ lub typy siedlisk przyrodniczych, które wyznaczona stacja ma obejmować. Tabela 1 i 3 przedstawia typy siedlisk przyrodniczych z podziałem na grupy, przy czym niektóre z grup zawierają tylko jeden typ siedliska, podczas gdy inne zawierają kilka typów przedstawionych często w postaci skomplikowanej mozaiki.

Typ siedliska przyrodniczego na danej powierzchni testowej. Typ siedliska przyrodniczego występujący w granicach 5-metrowego lub 15-metrowego okręgu odpowiednio niezalesionych i zalesionych typów siedlisk przyrodniczych. W pierwszym roku monitorowania danej stacji powierzchnie testowe wyznacza się w taki sposób, że przynależą one do typu lub typów siedlisk, dla których wyznaczona została stacja, przy czym z czasem mogą one ulec zmianie. Monitorowanie powierzchni testowej kontynuuje się jednakże nawet jeśli roślinność na danej powierzchni nie reprezentuje już typu siedliska, dla którego wyznaczone zostały przedmiotowe stacje.

Siatka referencyjna. Stała siatka referencyjna o wymiarach 10 x 10 m zdefiniowana zgodnie z Duńską Siatką Geograficzną.

2. Metoda

Monitoring odbywa się w stacjach monitorujących wyznaczonych w celu monitorowania jednego lub kilku typów siedlisk przyrodniczych, zgodnie z grupami wyszczególnionymi w Tabeli 1 i 3. Poszczególne typy siedlisk przyrodniczych mogą tworzyć mozaikę na danym obszarze. W takim przypadku każda ze stacji będzie mogła obejmować więcej niż jeden typ siedliska przyrodniczego. W każdej stacji monitoruje się z reguły 10 powierzchni testowych wraz z przynależnym 5-metrowym (a w przypadku lasu 15-metrowym) okręgiem posiadającym swój centralny punkt w granicach powierzchni testowej. Każdy odpowiednio 5-metrowy lub 15-metrowy okrąg może przynależeć wyłącznie do jednego typu siedliska przyrodniczego w tym samym roku monitorowania.

2.1. Czas, miejsce i okres

Sieć stacji obejmuje stacje z pierwszego okresu objętego monitoringiem (lata 2004-2010) oraz nowe stacje wyznaczone w drugim okresie monitorowania (lata 2011-2016). Stacje znajdują się zarówno w granicach jak i poza granicami obszarów siedlisk.

Monitoring realizowany jest od maja włącznie do października. Tabela 1 i 3 ilustruje częstotliwość monitorowania różnych typów siedlisk przyrodniczych.

2.2 Urządzenia

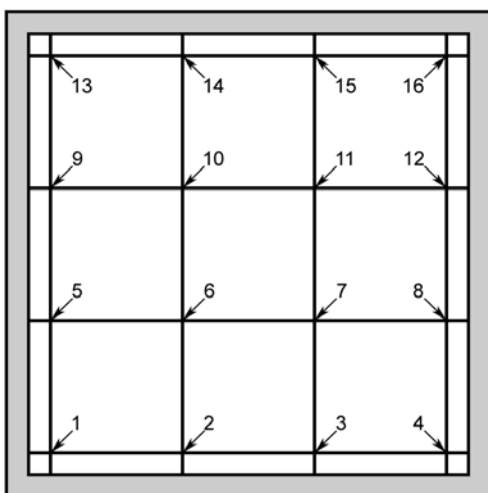
Do monitoringu wykorzystuje się następujące urządzenia obiektowe:

- Lokalizator GPS,
- mapa powierzchni testowej i schemat powierzchni testowej (Załącznik 6.1),
- rama do wyznaczania powierzchni testowej i tyczka (niektóre typy siedlisk niezalesionych, por. z Tabelą 1) lub miarka składana (las i niektóre typy siedlisk niezalesionych),
- lina, miara zwijana oraz/lub inne urządzenie do pomiaru odległości celem wyznaczenia 5-metrowych i 15-metrowych okręgów,
- płyta do pomiaru wysokości roślin (siedliska niezalesione),
- rydel albo świder do pobierania próbek gleby,
- odpowiednie nożyczki do pobierania próbek liści,
- perforowana rura piezometryczna z ostrym spiczastym końcem w dolnej części,
- strzykawka jednorazowa, bądź pompa z przewodem giętkim do pobierania próbek wody oraz pojemnik na próbki wody,
- pH-metr
- torba chłodząca i pojemniki z substancją zamrażającą na próbki liści,
- pojemniki oraz/lub torebki z laboratorium na pobrane próbki,
- aplikacja laboratoryjna z elektronicznymi zleceniami oraz etykiety z kodami kreskowymi z laboratorium,
- gęstościomierz do monitorowania lasu,
- gwintownica, miara do pomiaru średnicy lub zwykła miara zwijana do monitorowania lasu, oraz
- kreda do zaznaczania pomierzonych w ramach monitorowania lasu drzew.

Rama do wyznaczania powierzchni testowej i tyczka

Do analizy lokalizacji używa się ramy o wymiarach wewnętrznych 50x50 cm, z 16 punktami przecięcia utworzonymi za pomocą rozciągniętych prostopadle do siebie lin. Odległość między linami wynosi 15 cm, zatem liny położone najbardziej skrajnie znajdują się 2,5 cm od krawędzi (patrz Rysunek 1). Do budowy ramy z nóżkami zaleca się użycie prętów i kątowników firmy Termotex. Nóżki mogą mieć dowolną wysokość, przy czym często najlepiej zdecydować się na 30 cm. Przy wysokiej roślinności natomiast dobrze jest, żeby nóżki można było przedłużać. Pomocne może okazać się użycie lin elastycznych, dzięki czemu łatwiej będzie zamocować ramę wśród roślinności.

Tyczka służąca do lokalizacji może być wykonana z pręta spawalniczego (długość: ok. 40 cm, grubość: 1,6 mm). Grubość tyczki nie może przekraczać 2 mm. Tyczkę łatwiej jest odszukać wśród roślinności, jeśli pomalujemy ją na kontrastujący z otoczeniem kolor (najlepiej biały lub żółty). Możesz też ewentualnie zamocować na tyczce kolorowy kawałek plastiku lub innego podobnego materiału celem ochrony oczu, itp.



Rysunek 1. Ilustracja ramy lokalizacyjnej przedstawiająca numerację wszystkich 16 punktów przecięcia.

W przypadku zalesionych i niezalesionych typów siedlisk przyrodniczych, gdzie nie wykonuje się analizy lokalizacji, powierzchnię testową można zaznaczyć przy pomocy składanek miarki, składając ją w taki sposób, żeby utworzyła kwadrat o bokach 0,5 x 0,5 m. Należy zwrócić uwagę na fakt, że obszar zawierający się w granicach połowy szerokości składanej miarki należy do powierzchni testowej.

Pomiar odległości

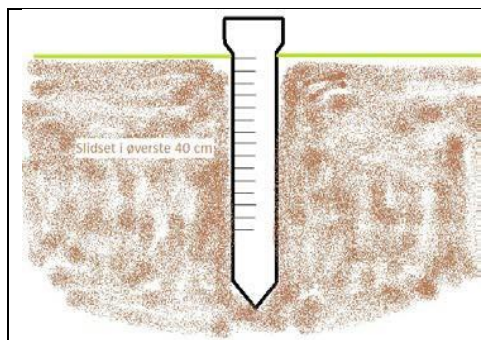
5-metrowy okrąg wyznacza się przy pomocy liny (np. smyczy automatycznej dla psa) o długości 5 m, którą zamocowuje się po środku powierzchni testowej, albo do poprzecznych lin ramy albo do drewnianego kołka. W przypadku 15-m okręgu używamy miary zwijanej, liny lub laserowego odległociomierza.

Wysokość roślin

Do określania wysokości roślin używa się białej płyty (np. plastikowej), na której narysowana jest pozioma linia o szerokości 50 cm, patrz Rysunek 3. W przypadku użycia wyższej płyty z kilkoma poziomymi liniami wysokość roślin można odczytać bezpośrednio.

Pobieranie próbek

Próbki gleby pobiera się za pomocą rydła, noża lub rurki stalowej z ostro zakończoną krawędzią i przekazuje się je w opakowaniu wskazanym przez laboratorium analityczne.



Rysunek 2. Do pobierania próbek używa się rury piezometrycznej z ostrym spiczastym końcem w dolnej części. Rurę piezometryczną wbija się na głębokość 40 cm w górną warstwę gleby lub torfu, która stanowi strefę korzeniową roślin. Rura musi posiadać rowki (0,5-milimetrowe) na odcinku 40 cm od góry.

Do pobierania próbek wody na potrzeby pomiarów pH powierzchni testowej używa się rury piezometrycznej, którą należy wbić w warstwę korzeniową roślin (odcinek 40 cm warstwy gleby lub torfu od góry). Rura powinna posiadać rowki na odcinku 40 cm od góry (patrz Rysunek 2). Rurę piezometryczną można z powodzeniem zamocować z ostrym spiczastym końcem w dolnej części, żeby łatwiej było ją wbić w warstwę gleby lub torfu. W niektórych miejscach może być niezbędne użycie świdra. W przypadku typu siedliska źródła wapienne ze zbiorowiskami próbki wody pobiera się z warstwy korzeniowej roślin przy pomocy rury piezometrycznej, a nie bezpośrednio z bieżącej wody. Probki wody zasysa się z rury przy pomocy giętkiego przewodu przyłączonego do pompy lub przy pomocy strzykawki jednorazowej o pojemności 100 ml, po czym przelewa się je do pojemnika.

Próbki roślin można, zależnie od typu siedliska, odcinać nożyczkami. Probki dostarcza się w opakowaniu wskazanym przez laboratorium analityczne.

Przechowywanie próbek

Do przechowywania próbek roślin podczas prac w terenie i podczas transportu należy zaopatrzyć się w torbę chłodzącą i pojemniki z substancją zamrażającą.

Urządzenia do pomiaru pH powierzchni testowej w próbkach wody

Należy używać elektronicznego pH-metru. Należy zaopatrzyć się w strzykawkę jednorazową o pojemności 100 ml służącą do zassania wody do rury piezometrycznej oraz niewielki pojemnik do przechowywania wody podczas dokonywania pomiarów.

Gęstościomierz

Urządzenia do pomiaru pokrycia koron drzew w lesie. Do monitorowania lasu używa się wypukłego gęstościomierza, model A. Można go kupić między innymi w następujących sklepach internetowych:

<https://www.forestry-suppliers.com/Search.php?stext=densiometer>

<https://terratech.net/products/measurement/spherical-densiometer-convex/>

2.3. Procedura

2.3.1. Pomiary w terenie w przypadku niezalesionych typów siedlisk przyrodniczych

Lokalizacja i wybór punktu

Zasadniczo korzysta się ze wszystkich monitorowanych powierzchni testowych pochodzących z drugiego okresu programu. Dotyczy to również powierzchni testowych, które uległy zmianie na inny typ siedliska przyrodniczego lub obszar nie będący typem siedliska przyrodniczego.

Powierzchnie testowe lokalizuje się przy pomocy ręcznego lokalizatora GSP, na którym wcześniejsze monitorowane powierzchnie testowe wprowadzone są jako punkty odniesienia. Jeśli odczyt kierunku na lokalizatorze GPS przestaje być stabilny w okolicy powierzchni testowej, można określić kierunek, kiedy odczyt jeszcze jest stabilny (np. do maks. ok. 5 m), po czym odliczyć odległość do danego punktu w krokach.

W przypadku ponownego odszukania wcześniejszych powierzchni testowych, przyjmuje się niepewność odczytu lokalizacji GPS, a zatem również to, że monitorowany obszar nie jest dokładnie taki sam. Jeśli powierzchnia testowa wyznaczona wcześniej w oparciu o niepewny odczyt lokalizacji GPS okaże się nieprawidłowa, tj. poszczególne sekcje 5-metrowego okręgu obejmować będą zasklepioną glebę i inne fragmenty nie stanowiące części przyrody, powierzchnie testową przenosi się na możliwie najkrótszą odległość, tak by 5-metrowy okrąg obejmował obszar przyrodniczy.

Określanie typu siedliska przyrodniczego

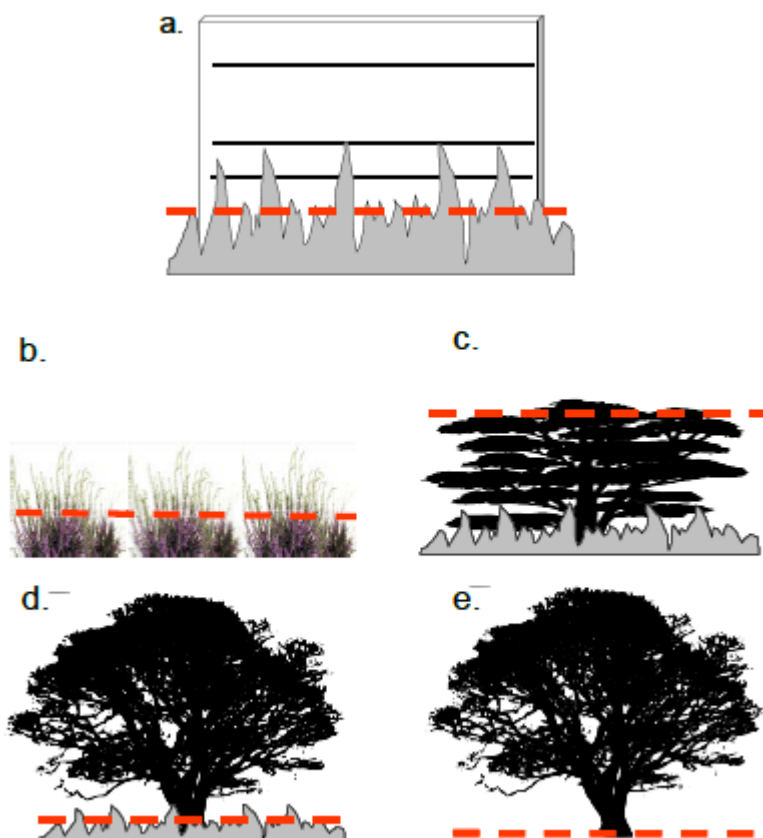
Typ siedliska przyrodniczego określa się przy uwzględnieniu roślinności i struktur w obrębie 5-metrowego okręgu, jak również w oparciu o klucz podziału siedlisk przyrodniczych oraz opis poszczególnych typów siedlisk zawarty w dyrektywie siedliskowej (Agencja Ochrony Środowiska 2016a i 2016b). W przypadku wątpliwości - z uwagi na fakt, że roślinność stanowi mozaikę złożoną z wielu typów siedlisk przyrodniczych lub formę przejściową między dwoma typami - wybiera się typ siedliska przyrodniczego, który jest najbardziej rozprzestrzeniony lub najwyraźniej widoczny w granicach 5-metrowego okręgu. Jeśli wszystkie typy siedlisk są równie wyraźnie widoczne, wybiera się typ, dla którego wyznaczona została dana stacja.

Typ kombinowany 2310x2320, który zgodnie z kluczem podziału siedlisk stanowią wydmy śródlądowe, na których występuje zarówno żarnowiec miotlasty i bażyna, oznaczone są na schemacie powierzchni testowej jako typ nr 2310, tj. suche, piaszczyste wrzosowiska z Calluna i Genista.

Obszary przyrodnicze, których z uwagi na zmiany, jakie na nich zaszły, nie można zaliczyć już do typów siedlisk przyrodniczych, uwzględnia się jako siedlisko głównego typu oznaczone czterocyfrowym kodem, w którym ostatnie dwie cyfry to 00, np. 6200. Obszary nie stanowiące obszarów przyrodniczych, np. obszary występowania zasklepionej gleby, oznacza się jako typ 0000.

Rejestracja wysokości roślin

Wysokość roślin określa wysokość dolnej miazgi twórczej składającej się z trawy, ziół i półkrzewów oraz roślin drzewiastych tworzących spójną miazgę twórczą. Warstwa drzew i krzewów, która jest wyraźnie oddzielona od dolnej miazgi twórczej (na wskazanej poniżej płycie widać całą linię) nie jest uwzględniana w pomiarach. Wysokość roślin rejestruje się zanim powierzchnia testowa zostanie zadeptana. W sytuacji, gdy rośliny zostały zadeptane/położyły się pod wpływem wiatru/opadów, itp., przed dokonaniem pomiaru należy je podnieść.



Rysunek 3. a) Płyta służąca do określania wysokości roślin odpowiadająca wysokości od podłoża, gdzie 50 proc. linii pokryte jest w płaszczyźnie poziomej. Przykłady umiejscowienia linii (wysokość roślin) w przypadku różnych typów roślin: a) trawa i zioła, b) półkrzewy, c) gęste zająziki porośnięte ziołami, d) drzewa i krzewy wznoszące się ponad roślinność gruntową oraz e) warstwa drzew lub krzewów bez roślinności gruntowej.

Wysokość roślin podaje się w 5 cm przedziałach, kiedy wysokość wynosi poniżej 20 cm, w 10 cm przedziałach, kiedy wysokość roślin wynosi od 20 do 150 cm, w 50 cm przedziałach, kiedy wysokość roślin wynosi ponad 1,5 m, a w całych metrach, kiedy wysokość roślinności przekracza 5 m. Średnią wysokość roślin mierzy się wzdłuż czterech krawędzi powierzchni testowej unosząc białą płytę (Patrz Rysunek 3a) pionowo nad powierzchnię ziemi aż 50 proc. linii znajdzie się (w sposób widoczny) nad roślinnością - zakładając, że spojrzymy na płytę w płaszczyźnie poziomej z odległości przynajmniej 60 cm (odległość ta odpowiada długości wyprostowanego ramienia). Jeśli po postawieniu płyty na ziemi 50 proc. jej dolnej krawędzi jest widoczne, wysokość roślin wynosi 0. W przypadku typów siedlisk przyrodniczych, gdzie na miazgę twórczą składają się żywe rośliny, co dotyczy przykładowo trzęsawisk tworzonych przez torfowce, wysokość roślin określa się na 2 cm.

Jeśli warstwa krzewów/drzew jest wyraźnie wzniesiona ponad roślinność gruntową, wysokość roślin będzie odzwierciedlać wyłącznie wysokość roślinności gruntowej (Rysunek 3d). W gęstych zajązinkach, gdzie cała roślinność gruntowa jest zacieniona, dla wysokości roślin przyjmuje się wartość 0, jeśli 50 proc. linii przy powierzchni ziemi znajduje się ponad roślinnością (Rysunek 3a). Jeśli warstwa roślinności jest spójna od powierzchni ziemi do wierzchołków drzew tworzących zajązink, za wysokość roślin przyjmuje się wysokość zajązinka (Rysunek 3c).

Rejestracja gatunków

Rejestracja wyznaczonej lokalizacji

Analiz lokalizacji dokonuje się na wszystkich powierzchniach testowych należących do stacji wyznaczonych dla wydym nadmorskich (21xx) i 2250, wydym śródlądowych (23xx), wrzosowisk (40xx) i kwaśnych torfowisk (71xx) (patrz Tabela 1). Jeśli chodzi o powierzchnie testowe, które w drodze typowania zaliczone zostaną do innego typu siedliska niż typ, dla którego wyznaczona została stacja (w tym siedlisk głównego typu), stosuje się rejestrację gatunków przynależnych do typu siedliska, dla którego wyznaczona została stacja. Zatem można dokonać analizy lokalizacji dla powierzchni testowej pochodzącej z górskich i niżowych muraw bliźniczkowych na stacji wyznaczonej dla suchych wrzosowisk, ale nie można przeprowadzić analizy na powierzchni testowej pochodzącej z suchych wrzosowisk na stacji wyznaczonej dla górskich i niżowych muraw bliźniczkowych.

W każdym z tych 16 punktów przecięcia ponumerowanych jak na Rysunku 1 tyczkę wprowadza się w roślinność prostopadle do lin, po czym rejestruje się wszystkie gatunki roślin, których dotknie tyczka. Przez wzgląd na dalsze analizy statystyczne ważne jest, żeby tyczki były ponumerowane jak na Rysunku 1. Wynik rejestruje się oddzielnie dla każdej tyczki. Uwzględnia się jedynie przypadki, kiedy tyczka dotknie żywych części roślin, przy czym roślina ta nie musi koniecznie posiadać korzenia w obrębie ramy. Jeśli chodzi o rośliny o wysokości powyżej 70 cm, które wystają ponad ramę, ocenia się które z tych 16 punktów zostały dotknięte. Skład gatunkowy roślin określa się według poziomów taksonomicznych podanych w punkcie 4.1.

Jeśli tyczka nie dotknęła gatunków roślin (w tym mchów i porostów), rejestruje się, czy na glebę składa się:

- nieprzerobiona martwa materia organiczna (ściółka, wodorosty, uschnięte liście, gałęzie, ścięte pnie drzew),
- niecałkowicie przerobiona martwa materia organiczna (surowa próchnica, torf, obornik),
- gleba mineralna (piach, glina, kamień, ziemia próchnicza), bądź
- „odsłonięta” woda (obszar nieprzerwanie pokryty wodą, system odwadniający na słonych moczarach, na terenie, gdzie na powierzchnię wypływa woda źródłana, podmokłe obniżenia, jak również woda stojąca na podtopionych szuwarach).

Lista gatunków na powierzchni testowej

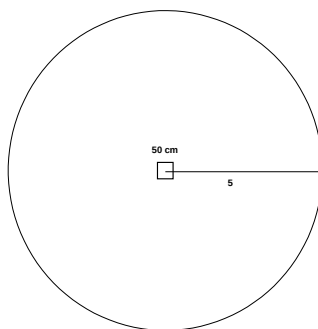
W przypadku wszystkich niezalesionych typów siedlisk przyrodniczych, rejestruje się wszystkie rośliny zakorzenione w obrębie kwadratowej powierzchni testowej o wymiarach 0,5 x 0,5 m. Jeśli chodzi o typy siedlisk, gdzie wykonuje się analizę lokalizacji, rejestruje się tylko gatunki, które nie zostały objęte analizą lokalizacji.

Gatunki należące do powierzchni testowej, która nie jest objęta rejestracją w ramach analizy lokalizacji, oznacza się na schemacie powierzchni testowych symbolem 'X'. Wprowadza się je do elektronicznego formularza w punkcie "Rejestracja roślinności, powierzchnia testowa".

Dodatkowa lista gatunków w obrębie 5-metrowego okręgu

W przypadku wszystkich niezalesionych typów siedlisk przyrodniczych, rejestruje się wszystkie rośliny występujące w obrębie 5-metrowego okręgu, których nie stwierdzono na powierzchni testowej (Rysunek 4). Na liście umieszcza się też zioła zakorzenione w obrębie 5-metrowego okręgu, jak również niezakorzenione drzewa i krzewy, które wystają poza okrąg. Poszukiwania gatunków można z reguły zakończyć, jeśli 1-2 minut po dokładnym zbadaniu całego 5-metrowego okręgu nie znajdziemy już w nim żadnych kolejnych gatunków.

Dodatkowe gatunki występujące w obrębie 5-metrowego okręgu zaznacza się na schemacie powierzchni testowych symbolem 'O' i rejestruje się w punkcie "Rejestracja roślinności, 5-metrowy okrąg" elektronicznego formularza.



Rysunek 4. Okrąg o promieniu 5 metrów na potrzeby rejestracji składu gatunkowego, czynników oddziałujących i stopnia zanieczyszczenia. Powierzchnia okręgu wynosi 78,5 m².

Dane strukturalne z 5-metrowego okręgu

Pokrycie grup gatunków, substratów i wybranych gatunków:

W obrębie 5-metrowego okręgu, którego centralny punkt zawiera się w powierzchni testowej, rejestruje się pokrycie w m² (powierzchnia okręgu wynosi 78,5 m²) następujących kategorii:

- 1) drzewa i krzewy o wysokości poniżej 1 m,
- 2) drzewa i krzewy o wysokości powyżej 1 m,
- 3) drzewa i krzewy (łączne pokrycie),
- 4) półkrzewy ujęte w Załączniku 6.2,
- 5) zioła szerokoliste (nie należące do półkrzewów),
- 6) trawy,
- 7) rośliny ciborowate, sitowie i kosmatka,
- 8) mech na glebie,
- 9) porosty na glebie,
- 10) obszar pokryty wodą,
- 11) gleba mineralna (piach, glina, kamień, ziemia próchnicza) oraz
- 12) wybrane gatunki i struktury występujące w określonych typach siedlisk przyrodniczych (1320: spartyna, 2140/4010/4030: ataki naliścicy wrzosowianki, 2160: rokitnik, 2170: wierzbą płożącą, 2250/5130: jałowiec, 4010: wrzosiec bagienny, 7110/7120: podmokłe obniżenia, 7210: kłoc wiechowata)

Pokrycie roślin drzewiastych (kategoria 1-3) obejmuje także niezakorzenione rośliny drzewiaste wystające ponad 5 m poza okrąg. Maliny i jeżyny nie są wliczane do drzew ani krzewów. Półkrzewy obejmują gatunki wymienione w Załączniku 6.2. Trawy należą do rodziny wiechlinowatych. Rośliny ciborowate (gatunki turzycy, oczeret, ponikło, wełnianka wąskolistna i przygiełka) rejestruje się razem z gatunkami sitowia i kosmatki. Zioła szerokoliste obejmują rośliny naczyniowe nie będące roślinami drzewiastymi, półkrzewami, trawami, roślinami ciborowatymi, sitowiem ani kosmatką. Gatunki należące do rodziny różowatych (jeżyna, malina, jeżyna popielica i in.) rejestruje się jako zioła szerokoliste. Pokrycie mchów to łączne pokrycie prątników, torfowców i wątrobowców rosnących na glebie. Pokrycie porostów to łączne pokrycie porostów rosnących na glebie bez względu na to, do jakiej należą one grupy. Suma stopni pokrycia może wykraczać poza powierzchnię okręgu (78,5 m²).

Obszary pokryte wodą to sadzawki/jeziora, cieki wodne, systemy odwadniające na słonych moczarach, tereny, na których powierzchnię wypływa woda źródłana, gdzie występuje roślinność torfotwórcza, jak również woda stojąca na podtopionych szuwarach. Obszary zalewane okresowo, w przypadku których na dnie występują rośliny sucholubne, nie są tu uwzględniane. Gleba mineralna to łączne pokrycie nagim substratem z domieszką piachu, gliny, kamieni i gleby próchniczej.

Ataki naliścicy wrzosowianki poznaje się po zwiędłych i suchych partiach liści. Obgryzanie liści przez żuki prowadzi do zwiększonego parowania z uszkodzonych liści, przez co wrzos przesusza się i więdnie (Rysunek 5a). Podmokłe obniżenia to niewielkie, często bardzo wilgotne naturalne zagłębienia w powierzchni wysokich torfowisk. Tu rosną gatunki charakterystyczne przystosowane do najbardziej wilgotnego środowiska występującego na torfowiskach. Dotyczy to w szczególności gatunków *Sphagnum cuspidatum*, *S. tenellum* i przygiełki białej. Jeśli na danym terenie nie występuje żaden z powyższych gatunków charakterystycznych, uznaje się, że podmokłe obniżenie jest nieaktywne, a powierzchnię ujmuje się jako 0 m². Jeśli struktura jest wyraźna, łączne pokrycie wyraża się w m² podmokłych obniżen występujących w obrębie 5-metrowego okręgu.

Wypasanie zwierząt hodowlanych, zbiór siana, wykaszanie i zrzęb

Jeśli w obrębie 5-metrowego okręgu występują odpowiednie wyraźne znaki, należy zaznaczyć następujące cztery warunki dotyczące pielęgnacji i uprawy. Przykłady wyraźnych znaków podaje się w nawiasie:

- 1) Wypasanie (dany obszar jest ogrodzony, a rośliny w obrębie 5-metrowego okręgu ponadgryzane, ewentualnie widoczne są na nich pozostałości odchodów).
- 2) Zbiór siana (roślinność ma wyraźnie mniejszą wysokość, ewentualnie widać ślady opon, a skoszony materiał został zebrany).
- 3) Wykaszenie (wysiew trawy, koszenie ugorów, koszenie wrzosowisk, koszenie kosiarką bijakową, wykaszanie bez zbierania siana).
- 4) Zrąb (pniaki drzewne lub ślady zrębu roślin drzewiastych w obrębie 5-metrowego okręgu od ostatniej wizyty).
Warunek jest taki, że zrąb musi być wykonany w ciągu jednego roku przed pierwszą wizytą.

Próbki gleby, wody i roślin

Tabela 1 przedstawia wykaz ilości powierzchni testowych, z których pobierane są próbki, dla każdego typu siedliska przyrodniczego, jak również typ próbek. Próbkę pobiera się zasadniczo zawsze z tych samych powierzchni testowych. Natomiast w przypadku typów siedlisk, gdzie należy pobierać zarówno próbki roślin jak i gleby/wody, próbki pobiera się z tej samej powierzchni testowej. Jeśli nie można pobrać jednej z próbek w wybranym punkcie, zarówno próbkę gleby/wody jak i próbkę roślin przesuwa się na kolejną powierzchnię testową, gdzie można pobrać obie próbki. Próbkowanie przesuwa się również w sytuacji, gdy powierzchnia testowa zostanie w drodze typowania określona jako inny typ siedliska przyrodniczego niż typ, dla którego została wyznaczona dana stacja. Podczas kolejnej wizyty próbki pobiera się w nowym punkcie. W szczególności w przypadku poniższych dwóch typów siedlisk, tj.: 1310/20/30 i 2110/20/30 próbkowanie na powierzchniach testowych pochodzących z typów siedlisk: 1310, 1320, 2110 i 2120 obejmuje tylko próbki gleby, podczas gdy na powierzchniach testowych, gdzie typ siedliska określony został jako 1330 i 2130, pobiera się zarówno próbki roślin jak i próbki gleby.

Pobieranie próbek gleby

Próbki gleby pobiera się przy czterech narożnikach, z obszaru znajdującego się bezpośrednio poza powierzchnią testową. Próbkę pobiera się zawsze z głębokości 5 cm przy pomocy rydla lub rurki stalowej o ostrej krawędzi. Przed pobraniem próbki należy usunąć najwyższą, nieprzetworzoną i luźną warstwę drobnych gałązek, liści i ściółki, która nie stanowi podłożenia uprawowego dla korzeni. W typach siedlisk przyrodniczych, w których występuje warstwa próchnicy typu mor (przetworzona warstwa organiczna pełniąca funkcję warstwy miazgi twórczej), należy wyciąć nożem warstwę próchnicy typu mor wokół rurki, żeby ułatwić tym samym pobieranie próbek. Pomiary grubości warstwy próchnicy typu mor wykonuje się tylko w typach siedlisk, w których tworzy się ten typ próchnicy (tj. 2140, 4010 i 4030). Grubość warstwy próchnicy typu mor w wykopanym otworze lub na zaślepce wywierconego otworu podaje się w całych cm. Jeśli warstwa próchnicy typu mor jest grubsza niż 5 cm, próbka składać się będzie wyłącznie z próchnicy typu mor. Jeśli warstwa próchnicy typu mor jest grubsza niż 30 cm, grubość tej warstwy określa się na 30 cm.

Cztery próbki częściowe pochodzące z poszczególnych powierzchni testowych umieszcza się w solidnej torebce plastikowej, po czym miesza się je ze sobą. Jeśli próbki gleby będą przechowywane przed ich przesłaniem do laboratorium, należy wysuszyć je po powrocie powietrzem, tj. otworzyć torebki i odwinąć ich krawędź. Próbkę gleby przelewa się następnie do otrzymanego opakowania, w którym należy je dostarczyć do laboratorium. Część próbki, która zostaje przesłana do laboratorium, musi być reprezentatywna dla całej próbki gleby, przy czym należy zawsze oczyścić ją z większych kamieni i korzeni. Opakowanie z próbką oznacza się umieszczając na nim dane, tj. datę pobrania, numer powierzchni testowej (xxxx-yy), dane osoby, która ją pobrała, etykietę z kodem kreskowym indywidualną dla każdej próbki. Informacje te zamieszcza się również na zleceniu, w którym należy zaznaczyć przedmiotowy typ próbki. Zlecenie przesyła się następnie do laboratorium przed dostarczeniem samej próbki. Dla próbek po wysuszeniu stosować należy przynajmniej poniższe masy próbki: pH 10 g i stosunek węgla do azotu 10 g.

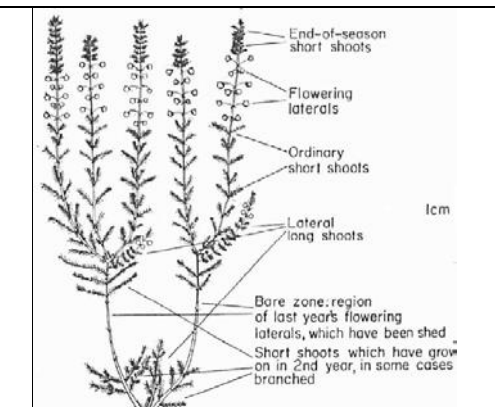
Tabela 1. Wykaz czynności wykonywanych podczas pobierania próbek w przypadku niezalesionych typów siedlisk przyrodniczych. "Okres" odnosi się do oznaczeń liczbowych miesięcy, w których mają być wykonywane analizy roślinności oraz w których odbywać się ma próbkowanie w pozostałym zakresie. "Liczba próbek" to liczba powierzchni testowych, z których pobiera się próbki w każdej stacji. Wartość pH próbek wody należy określić bezpośrednio, na danej powierzchni testowej. ¹ Zawartość azotu i fosforu w liściach mierzy się tylko na solniskach nadmorskich (1330) oraz na nadmorskich wydmach szarych (2130). Analizy lokalizacji wykonuje się na wszystkich powierzchniach testowych w przypadku typów siedlisk, dla których zostały wyznaczone stacje, oznaczonych symbolem "X", bez względu na to, jaki typ siedliska przyrodniczego występuje na powierzchni testowej. Jeśli typ siedliska przyrodniczego, dla którego została wyznaczona dana stacja, nie jest oznaczony symbolem "X", na żadnej z powierzchni testowych nie wykonuje się analizy lokalizacji (bez względu na to, jaki typ siedliska przyrodniczego występuje na powierzchni testowej).

Kod siedliska przyrodniczego	Okres	Ilość próbek	Roślinność	Próbka gleby		Próbka wody	Próbka roślin	
			Analiza lokalizacji (na wszystkich powierzchniach)	Stosunek węgla do azotu	pH	pH	Zawartość azotu w liściach	Zawartość fosforu w liściach
1210/20/30	7-9	2			X			
1310/20/30	7-9	2			X		x ¹	x ¹
1340	7-9	2				X	X	X
2110/20/30	6-8	3	X		X		x ¹	x ¹
2140	6-10	2	X	X	X		X	X
2160/70	5-10	2	X		X			
2190	7-9	3	X			X	X	X
2250	5-10	2	X	X	X			
2310/20/30	6-8	2	X		X		X	X
4010	7-10	3	X	X	X		X	X
4030	6-10	2	X	X	X		X	X
5130	5-10	2			X			
6120	5-7	2			X		X	X
6210	6-8	2			X		X	X
6230	6-9	3			X		X	X
6410	7-8	3			X		X	X
7110/20	6-10	3	X			X	X	X
7140	7-10	2	X			X	X	X
7150	7-9	2	X		X			
7210	7-9	2				X	X	X
7220	7-8	2				X	X	X
7230	7-8	3				X	X	X
8210/20	6-8	2			X			

Pomiar pH powierzchni testowej w próbkach wody

Wartość pH należy mierzyć na powierzchni testowej, w próbce wody pobranej przy pomocy rowkowanej rury piezometrycznej, którą należy wbić w warstwę korzeniową roślin (odcinek 40 cm warstwy gleby lub torfu od góry). Należy w miarę możliwości unikać mieszania próbki z wodą nagromadzoną na powierzchni roślin. Próbkę wody nie należy zatem pobierać na obszarach w sposób oczywisty tymczasowo zalewanych (wodą deszczową). Jeśli cała stacja jest tymczasowo zalana, nie wykonuje się pomiarów pH (co należy odnotować w rubryce Uwagi).

Próbki wody zasysa się do rury piezometrycznej przy pomocy giętkiego przewodu lub strzykawki jednorazowej, po czym przelewa się je do zbiornika przepłukanego uprzednio wodą glebową pochodzącą z powierzchni testowej. Jeśli nie dysponujemy odpowiednią ilością wody glebowej do wykonania pomiaru pH, pomiar wykonać należy na kolejnej powierzchni testowej. Jeśli wszystkie powierzchnie są w danym roku tak przesuszone, że nie jest możliwe pobranie próbek, należy to odnotować (i nie należy zamiast tego pobierać próbki gleby).

		
Rysunek 5.a. Ataki naliścicy wrzosowianki rozpoznaje się często po pomarańczowo-brązowym zabarwieniu wrzosu, a rośliny uszkodzone na skutek suszy posiadają ewidentne ślady nadgryzania liści (widoczne wyraźnie pod lupą). Zdjęcie: Hans Jørgen Degn.	Rysunek 5.b. Merystemy wierzchołkowe wrzosu pospolitego na początku sezonu. Merystem na zdjęciu jest zabarwiony na ciemno-zielono i ma długość zaledwie kilku centymetrów. Zdjęcie: Hans Jørgen Degn.	Rysunek 5.c. Merystem wierzchołkowy wrzosu zwyczajnego na koniec sezonu. Merystem na zdjęciu się wydłużył i ma teraz długość kilkunastu centymetrów.

Pobieranie próbek roślin

Próbki roślin pobiera się przy samej powierzchni testowej, przy czym nie z obszaru znajdującego się poza 5-metrowym okręgiem. Probki pobiera się z roślin należących do tego samego typu siedliska, dla którego określona została powierzchnia testowa.

Próbkę roślin pobiera się w ten sposób, żeby była ona reprezentatywna dla całej roślinności znajdującej się w obrębie 5-metrowego okręgu, przy czym należy unikać obszarów porośniętych w sposób widoczny dodatkową gęstą roślinnością. W przypadku powierzchni testowych, na których występuje szczególnie nisko rosnąca roślinność (gęsta trawa), gdzie pobranie próbki może zabrać ekstremalnie dużo czasu i gdzie trawa jest wyraźnie wysuszona (okresowa susza), próbkowanie przenosi się na kolejną powierzchnię, na której pobieranie próbek jest możliwe. Jeśli wszystkie powierzchnie testowe są w sposób widoczny szczególnie porośnięte nisko rosnącą lub przesuszoną roślinnością, należy odstąpić od próbkowania.

Próbkę roślin pobiera się w zakresie szczególnie wybranych gatunków, które będą się różniły zależnie od typu siedliska (patrz tabela 2). Gatunki roślin przynależne do poszczególnych typów siedlisk przyrodniczych są wymienione w porządku pierwszeństwa, zatem należy zaczynać od gatunku wymienionego jako pierwszy (np. sit Gerarda na solniskach nadmorskich (1330)). Podczas każdej wizyty na danej powierzchni testowej pobierać należy w miarę możliwości próbki roślin tego samego gatunku. Jeśli na miejscu nie ma danego gatunku w wystarczających ilościach, wybiera się kolejny gatunek z listy dotyczącej danego typu siedliska przyrodniczego (zasadniczo pierwszy z wymienionych gatunków). Jeśli na miejscu nie ma żadnego z wymienionych gatunków występujących w ramach danego typu siedliska przyrodniczego, próbkowanie przenosi się na kolejną powierzchnię testową.

Pobiera się merystemy wierzchołkowe półkrzewów (końcowe i boczne, patrz Rysunek 5b i c). Długość merystemy zależy od miejsca pobierania próbki. Na początku sezonu należy odciąć najbardziej zewnętrzne 2 cm merystemu. Na koniec sezonu może być konieczne uzupełnienie próbki merystemu w fazie kwitnienia. W przypadku mchów należy odciąć najbardziej zewnętrzne 2 cm żyjących części. Jeśli chodzi o trawy i rośliny ciborowate, pobiera się całe, w pełni rozwinięte zielone blaszki liści (nie pochwy liściowe, źdźbła i kwiaty).

Odcięty materiał należy oczyścić ze ździebeł, łodyg, gatunków "obcych" i in., po czym zapakować w plastikową torebkę opatrzoną odpowiednimi danymi: tj. datą pobrania, numerem powierzchni testowej, danymi osoby, która pobrała próbkę oraz etykietą z kodem kreskowym, indywidualną dla każdej próbki. Informacje te zamieszcza się również na zleceniu, w którym należy zaznaczyć przedmiotowy typ próbki. Zlecenie przesyła się następnie do laboratorium przed dostarczeniem samej próbki. Podczas pobytu na powierzchni testowej próbki przechowuje się w torbach chłodzących (zawierających pojemniki z substancją zamrażającą), a po powrocie należy umieścić je w lodówce.

Należy pobrać 1 dl sprasowanego materiału roślinnego, co odpowiada przynajmniej 10 g wysuszonej próbki. Jeśli nie dysponujemy wystarczającą ilością materiału, wymóg objętości można ewentualnie obniżyć do 0,5 dl. Probki należy przesłać do laboratorium analitycznego w ciągu 4 dób od daty ich pobrania.

Tabela 2. Wykaz gatunków do pobierania próbek roślin w różnych typach siedlisk przyrodniczych. Gatunki wymienione są w porządku pierwszeństwa, więc zasadniczo próbki pobiera się z pierwszego z wymienionych gatunków. Jeśli gatunek z pierwszego miejsca listy nie występuje na miejscu w wystarczającej ilości, sprawdzamy kolejny gatunek z listy i dalej analogicznie. Podczas każdej wizyty na danej powierzchni testowej pobierać należy w miarę możliwości próbki roślin tego samego gatunku.

Typ siedliska	Kod	Gatunki do pobierania próbek roślin
Solniska nadmorskie	1330	Sit Gerarda, mietlica rozłogowa, kostrzewa czerwona, mannica nadmorska lub wiechlina łąkowa. Jeśli chodzi o części bardziej wysuszone, można wybierać gatunki dla górskich i niżowych muraw bliźniczkowych lub dla kserotermicznych i ciepłolubnych muraw.
Śródlądowe stone łąki, pastwiska i szuwały	1340	Sit Gerarda, mietlica rozłogowa, mannica nadmorska, kostrzewa czerwona lub wiechlina łąkowa.
Nadmorskie wydmy szare/zielone	2130	Kostrzewa czerwona (w tym kostrzewa kosmata), śmiatek pogięty, mietlica pospolita lub wiechlina łąkowa, ewentualnie gwiazda piaszkowa
Nadmorskie wrzosowiska bażynowe	2140	Bażyna czarna, wrzos zwyczajny lub wrzosiec bagienny.
Wilgotne zagłębienia międzywymowe	2190	Wrzosiec bagienny, wrzos zwyczajny, bażyna czarna, trzęślica morska, kostrzewa czerwona, mietlica rozłogowa, wiechlina łąkowa, mietlica pospolita lub śmiatek pogięty.
Wydmy śródlądowe s.l.	2310/20/30	Bażyna czarna, wrzos zwyczajny, śmiatek pogięty, mietlica pospolita, mietlica piaszkowa, trzęślica morska lub kostrzewa owcza.
Wilgotne wrzosowiska z wrzosem bagiennym	4010	Bażyna czarna, wrzos zwyczajny lub wrzosiec bagienny, ewentualnie trzęślica morska lub śmiatek pogięty.
Suche wrzosowiska	4030	Bażyna czarna, wrzos zwyczajny, ewentualnie śmiatek pogięty lub trzęślica morska.
Ciepłolubne śródlądowe murawy napiaskowe	6120	Kupkówka pospolita, kostrzewa czerwona (w tym kostrzewa kosmata, wiechlina łąkowa, tomka wonna, mietlica pospolita lub kostrzewa owcza.
Murawy kserotermiczne	6210	Kupkówka pospolita, kostrzewa czerwona, mietlica pospolita, wiechlina łąkowa, tomka wonna lub grzebieńca pospolita.
Górskie i niżowe murawy bliźniczkowe	6230	Kupkówka pospolita, śmiatek pogięty, mietlica pospolita, kostrzewa czerwona, wiechlina łąkowa lub tomka wonna.
Zmiennowilgotne łąki trzęślicowe	6410	Trzęślica morska, kostrzewa czerwona, mietlica pospolita, wiechlina łąkowa, mietlica rozłogowa lub tomka wonna.
Torfowisko wysokie i pło	7110/20/40	Sphagnum fallax, S. magellanicum lub S. papillosum, alternatywnie inne gatunki Sphagnum (które należy określić wg gatunku).
Torfowiska nakredowe	7210	Kłoc wiechowata.
Źródłiska wapienne ze zbiorowiskami	7220	Calliergonella cuspidata, Brachythecium rivulare, B. rutabulum, Rhytidiadelphus squarrosus lub Campylium stellatum.
Górskie i nizinne torfowiska zasadowe o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk	7230	Calliergonella cuspidata, Brachythecium rivulare, B. rutabulum, Rhytidiadelphus squarrosus lub Campylium stellatum.

2.3.2. Pomiary w terenie dotyczące zalesionych typów siedlisk przyrodniczych

Do lokalizacji punktów i określania typu siedliska przyrodniczego stosuje się tę samą metodą, jaką przyjmuje się w przypadku niezalesionych typów siedlisk przyrodniczych (patrz punkt 2.3.1, przy czym typ siedliska przyrodniczego w związku z monitorowaniem lasu określa się w oparciu o 15-metrowy okrąg.

Rejestracje na powierzchni testowej o wymiarach 0,5 x 0,5 m

Lista gatunków

Jeśli chodzi o zalesione typy siedlisk przyrodniczych nie wykonuje się tu analizy lokalizacji, ale sporządza się listę wszystkich

gatunków zakorzenionych i niezakorzenionych, które patrząc w rzucie pionowym znajdują się na obszarze powierzchni testowej. Powierzchnię testową zaznacza się przy pomocy rozkładanej miarki, składając ją w taki sposób, żeby utworzyła kwadrat o bokach 0,5 x 0,5 m. W zakresie warstwy drzew i krzewów dokonuje się analizy wizualnej w rzucie pionowym. Skład gatunkowy roślin określa się według poziomów taksonomicznych podanych w punkcie 4.1.

Rejestracja w 5-metrowym okręgu

Dodatkowa lista gatunków

Wszystkie gatunki roślin naczyniowych i roślin naczyniowych zarodnikowych, których obecności nie stwierdzi się na powierzchni testowej, rejestruje się na liście dodatkowej. Na liście umieszcza się też zioła zakorzenione w obrębie 5-metrowego okręgu, jak również niezakorzenione drzewa i krzewy, które wystają poza okrąg.

Pokrycie grup gatunków, substratów i wybranych gatunków:

W obrębie 5-metrowego okręgu, którego centralny punkt zawiera się w powierzchni testowej, rejestruje się pokrycie w m^2 (powierzchnia okręgu wynosi $78,5 m^2$) następujących kategorii:

1. drzewa i krzewy o wysokości poniżej 1 m,
2. drzewa i krzewy o wysokości powyżej 1 m,
3. drzewa i krzewy (łączne pokrycie),
4. półkrzewy ujęte w Załączniku 6.2 oraz
5. obszar pokryty wodą.

Niezakorzenione rośliny drzewiaste wystające ponad 5-metrowy okrąg, zalicza się do kategorii 1, 2 i 3 roślin drzewiastych. Maliny i jeżyny nie są wliczane do drzew ani krzewów. Obszary pokryte wodą to sadzawki/jeziona, ciekły wodne, wypływająca na powierzchnię woda źródłana i woda stojąca. Obszary zalewane okresowo, w przypadku których na dnie występują rośliny sucholubne, nie są tu uwzględniane.

Warunki oświetlenia

Dokonuje się czterech pomiarów przy pomocy wypukłego gęstościomierza. Pomiaru dokonuje się w czterech punktach, każdorazowo w odległości 2 m od boków powierzchni testowej, zakładając, że ustawiamy się plecami do niej. Gęstościomierz trzymamy na wysokości łokcia, poziomo, przy pomocy zamontowanej poziomicy, żeby uniknąć odbicia obserwatora. 24 kwadratowe lusterka dzieli się na ćwiartki, a liczbę ćwiartek kwadratów, które znajdują się w obrębie koron drzew (tj. maksymalną wartość 96), podaje się na schemacie powierzchni testowej.

Rejestracja pojedynczych drzew

Wszystkie pojedyncze drzewa o ś.w.p. (średnica na wysokości piersi dorosłego człowieka, odpowiadająca 1,3 m nad ziemią) większej niż 10 cm i mniejszej niż 40 cm podaje się z wyszczególnieniem nazwy gatunku i ś.w.p. Rejestruje się wyłącznie drzewa zakorzenione w obrębie 5-metrowego okręgu, w przypadku których ponad połowa pnia znajduje się w obrębie tego okręgu. Na nachylonym terenie średnicę mierzy się na podstawie średniej wysokości piersi (odpowiednio najwyższego i najniższego poziomu, na jakim pień jest zakorzeniony).

Do pomiaru ś.w.p. używa się gwintownicy lub miary zwijanej (zwykłej lub średnicówki). W przypadku korzystania z gwintownicy średnicę oblicza się jako średnią wartość otrzymaną z dwóch prostopadłych pomiarów. W przypadku korzystania ze zwykłej miary zwijanej mierzy się obwód, a średnicę oblicza się dzieląc go przez π (3,14159). Oznacz zmierzone drzewa kredą.

Próbki gleby i wody

Tabela 3 przedstawia wykaz ilości powierzchni testowych, z których pobierane są próbki, dla każdego typu siedliska przyrodniczego, jak również typ próbki. Ważne, żeby próbki pobierać zawsze z tych samych powierzchni testowych. A w przypadku podmokłych rodzajów lasów (91D0 i 91E0), gdzie pobiera się zarówno próbki gleby jak i próbki wody, próbkowanie odbywa się na tej samej powierzchni testowej. Jeśli nie ma wystarczająco dużej ilości wody glebowej, by można było dokonać pomiaru wartości pH, próbkowanie przenosi się zarówno w zakresie gleby jak i wody na kolejną powierzchnię testową, gdzie możliwe jest pobranie obu tych próbek. Próbkowanie przesuwają się również w sytuacji, gdy powierzchnia testowa zostanie w drodze typowania określona jako zalesiony typ siedliska przyrodniczego, gdzie pobieranie próbek odbywa się inaczej niż w przypadku próbkowania, do którego wyznaczona została dana stacja. Próbkowanie odbywa się zatem na powierzchni testowej typu siedliska acydofilne buczyny regionu atlantyckiego (9120) w stacji wyznaczonej dla typu siedliska żyzne buczyny (9130), ale nie na powierzchni testowej typu siedliska łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe (91E0) na tej samej stacji. Podczas kolejnej wizyty próbki pobiera się w nowym punkcie. Jeśli wszystkie powierzchnie są w danym roku tak przesuszane, że nie jest możliwe pobranie próbek wody na potrzeby pomiaru wartości pH, należy to odnotować (i celem dokonania pomiaru stosunku węgla do azotu pobiera się tylko próbkę gleby).

Tabela 3. Wykaz czynności wykonywanych podczas pobierania próbek w przypadku zalesionych typów siedlisk przyrodniczych. "Okres" odnosi się do oznaczeń liczbowych miesięcy, w których mają być wykonywane analizy roślinności oraz w których odbywać się ma próbkowanie w pozostałym zakresie. "Liczba próbek" to liczba powierzchni testowych, z których pobiera się próbki w każdej stacji. Wartość pH próbek wody należy określić bezpośrednio, na danej powierzchni testowej.

Typ siedliska	Kod	Okres	Liczba próbek	Próbka gleby		Próbka wody
				Stosunek węgla do azotu	pH	pH
Lasy mieszane i bory na wydmach nadmorskich	2180	5-9	2	X	X	
Kwaśne buczyny	9110	5-9	2	X	X	
Acydofilne buczyny regionu atlantyckiego z ostrokrzewem	9120	5-9	2	X	X	
Żyzne buczyny	9130	5-9	2	X	X	
Ciepłolubne buczyny storczykowe	9150	5-9	2	X	X	
Grąd subatlantycki	9160	5-9	2	X	X	
Grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny	9170	5-9	2	X	X	
Kwaśne dąbrowy	9190	5-9	2	X	X	
Bory i lasy bagienne	91D0*	6-9	2	X		X
Łęgi olszowe i jesionowe	91E0	6-9	2	X		X

Pobieranie próbek gleby

Próbki gleby pobiera się przy czterech narożnikach, z obszaru znajdującego się bezpośrednio poza powierzchnią testową. Próbki pobiera się zawsze z głębokości 10 cm przy pomocy rydla lub rurki stalowej o ostrej krawędzi. Na stacjach wyznaczonych dla suchych zalesionych siedlisk przyrodniczych (2180, 9110, 9120, 9130, 9150, 9160, 9170 i 9190) mierzy się grubość gruboziarnistej warstwy ściółkowej (nieprzetworzona martwa materia organiczna, w której nadal rozpoznać można struktury liści i gałęzi), jak również drobnoziarnistej warstwy humusowej (składającej się z niemożliwej do rozpoznania materii organicznej będącej w bardziej lub mniej zaawansowanym stanie rozkładu). Na podłożach o pH < 4, gdzie występują nadmiarowe opady, warstwa humusowa może zostać przekształcona we włóknistą i zbitą warstwę zwaną również próchnicą typu mor. Przed rozpoczęciem próbkowania należy zamieść porozrzucane luzem liście i gałązki, ewentualnie wyciąć nożem warstwę próchnicy typu mor wokół rurki, żeby ułatwić tym samym pobieranie próbek. Jeśli warstwa humusowa i warstwa próchnicy typu mor są grubsze niż 10 cm, próbka gleby składa się wyłącznie z materii organicznej. Jeśli warstwa humusowa i warstwa próchnicy typu mor jest grubsza niż 30 cm, grubość warstwy próchnicy typu mor określa się na 30 cm.

Cztery próbki częściowe pochodzące z poszczególnych powierzchni testowych umieszcza się w solidnej torebce plastikowej, po czym miesza się je ze sobą. Jeśli próbki gleby będą przechowywane przed ich przesłaniem do laboratorium, należy wysuszyć je po powrocie powietrzem, tj. otworzyć torebki i odwinąć ich krawędź. Próbki gleby przelewa się następnie do otrzymanego opakowania, w którym należy je dostarczyć do laboratorium. Opakowanie z próbką oznacza się umieszczając na nim dane, tj. datę pobrania, numer powierzchni testowej (xxxx-yy), dane osoby, która ją pobrała, etykietę z kodem kreskowym indywidualną dla każdej próbki. Informacje te zamieszcza się również na zleceniu, w którym należy zaznaczyć przedmiotowy typ próbki. Zlecenie przesyła się następnie do laboratorium przed dostarczeniem samej próbki. Dla próbek po wysuszeniu stosować należy przynajmniej poniższe masy próbek: pH 10 g i stosunek węgla do azotu 10 g.

Pomiar pH powierzchni testowej w próbkach wody

Wartość pH należy mierzyć na powierzchni testowej, w próbce wody pobranej przy pomocy rowkowanej rury piezometrycznej, którą należy wbić w warstwę korzeniową roślin (odcinek 40 cm warstwy gleby lub torfu od góry, patrz

Rysunek 2). Należy w miarę możliwości unikać mieszania próbki z wodą nagromadzoną na powierzchni roślin. Próbek wody nie należy zatem pobierać na obszarach w sposób oczywisty tymczasowo zalewanych (wodą deszczową). Jeśli cała stacja jest tymczasowo zalana, nie wykonuje się pomiarów pH (co należy odnotować w rubryce Uwagi). Próbkę wody zasysa się do rury piezometrycznej przy pomocy giętkiego przewodu lub strzykawki jednorazowej, po czym przelewa się je do zbiornika przepłukanego uprzednio wodą glebową pochodzącą z powierzchni testowej.

Rejestracja w 15-metrowym okręgu

Występowanie gatunków wskaźnikowych

25 gatunków wskaźnikowych grzybów, mchów i porostów związanych z martwym drewnem (Załącznik 6.3) wybrano jako gatunki reprezentatywne dla fundamentalnych elementów różnorodności biologicznej, w tym występowania starych drzew i drewna posuszowego, niekomercyjnych drzew typu leśnego, stałego klimatu leśnego i wolnego od zanieczyszczeń powietrza. Gatunków tych poszukuje się w odpowiednich siedliskach od ściółki do wysokości 1,8 m.

Dodatkowe rodzaje roślin drzewiastych

Rodzaje roślin drzewiastych, które nie zostały zarejestrowane w obrębie 5-metrowego okręgu, umieszcza się na liście dodatkowej. Do roślin drzewiastych zalicza się krzewy, liany i drzewa, natomiast nie zalicza się do nich półkrzewów, jeżyn i malin.

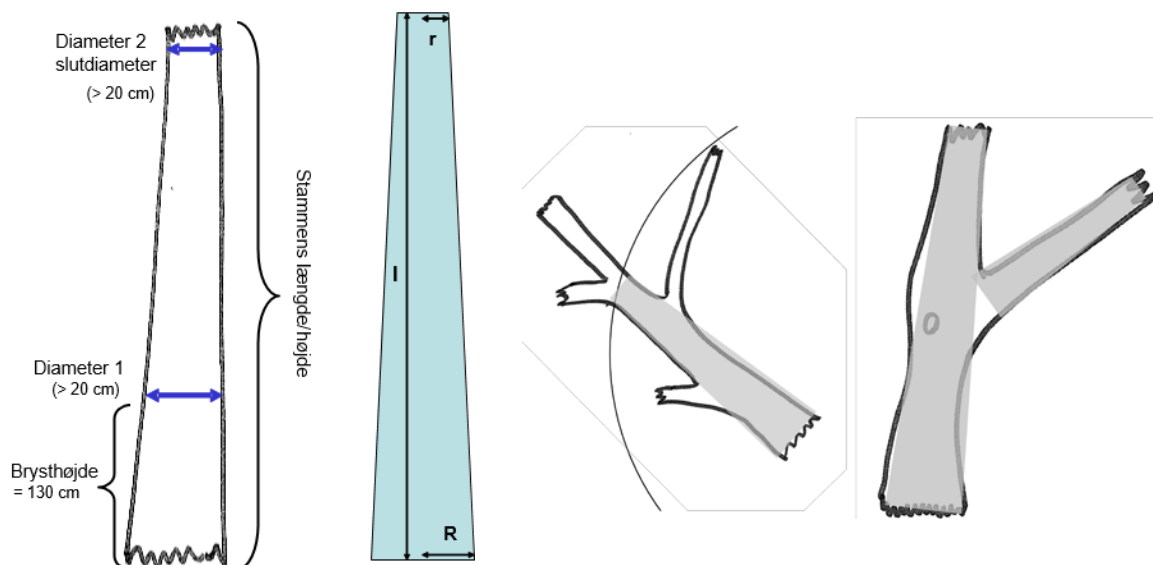
Rejestracja starych pojedynczych drzew

Wszystkie pojedyncze drzewa, zakorzenione w obrębie 15-metrowego okręgu (włącznie z 5-metrowym okręgiem), o ś.w.p. (średnica na wysokości piersi dorosłego człowieka, odpowiadająca 1,3 m nad ziemią) większej niż 40 cm podaje się z wyszczególnieniem nazwy gatunku i ś.w.p. Rejestruje się wyłącznie drzewa zakorzenione w obrębie 15-metrowego okręgu, w przypadku których ponad połowa pnia znajduje się w obrębie tego okręgu. Na nachylonym terenie średnicę mierzy się na podstawie średniej wysokości piersi (odpowiednio najwyższego i najniższego poziomu, na jakim zakorzeniony jest pień).

Do pomiaru ś.w.p. używa się gwintownicy lub miary zwijanej (zwykłej lub średnicówki). W przypadku korzystania z gwintownicy średnicę oblicza się jako średnią wartość otrzymaną z dwóch prostopadłych pomiarów. W przypadku korzystania ze zwykłej miary zwijanej mierzy się obwód, a średnicę oblicza się dzieląc go przez π (3,14159). Oznacz zmierzone drzewa kredą.

Drewno posuszowe

Rejestruje się drewno posuszowe o długości przynajmniej 2 m i średnicy przynajmniej 20 cm znajdujące się w obrębie 15-metrowego okręgu. Martwe gałęzie boczne, które spełniają wymogi w zakresie wymiarów, bez względu na to, czy są to gałęzie martwych czy żywych pni, rejestruje się oddzielnie. Drewno ze ściętych drzew rejestruje się, jeśli w sposób oczywisty wiadome jest, że nie zostanie on użyte do celów opałowych lub na belki drewniane. Oprócz wymiarów rejestruje się także



stopień rozkładu. Drewno posuszowe, zarówno pęd główny jak i gałęzie boczne, uznaje się za stojące, jeśli kąt nachylenia pędu głównego względem poziomu wynosi ponad 45°. W innym przypadku zarówno martwe pędy główne jak i gałęzie boczne uznaje się za leżące drewno posuszowe.

Diameter 1 (> 20cm)	Średnica 1 (> 20cm)
Diameter 2 slutdiameter (> 20 cm)	Średnica 2 średnica końcowa (> 20 cm)
Brysthøjde = 130 cm	Wysokość piersi = 130 cm
Stammens længde/højde	Długość/wysokość pnia

Rysunek 6. Objętość drewna posuszowego mierzy się jako ścięte stożki z uwzględnieniem ich średnicy podstawy (średnica 1), średnicy wierzchołka (średnica 2) oraz wysokości (l). Średnica 1 i 2 musi wynosić przynajmniej 20 cm, a długość musi wynosić przynajmniej 2 m. Gałęzie boczne, które spełniają wymogi w zakresie wymiarów, rejestruje się oddzielnie. Jeśli poszczególne części pędu głównego lub gałęzi znajdują się poza 15-metrowym okręgiem, średnicę (średnica 1 lub średnica 2) mierzy się w miejscu, w którym pęd główny przecina obwód okręgu.

Wymiary drewna posuszowego podaje się jako ścięte stożki (por. z Rysunkiem 6) uwzględniając średnicę podstawy (średnica 1), średnicę wierzchołka (średnica 2) i długość drewna posuszowego (l). Wszystkie wymiary podaje się w cm. Pomiarów, których nie da się wykonać z ziemi, dokonuje się szacunkowo, na oko. Średnicę podstawy (średnica 1) mierzy się na wysokości 1,3 m od powierzchni ziemi stojącego drewna posuszowego oraz 1,3 m od najgrubszego końca leżącego drewna posuszowego. Średnicę wierzchołka (średnica 2) mierzy się w miejscu, w którym pień lub gałąź zwęża się do tego stopnia, że jego/jej średnica wynosi 20 cm, bądź w którym drewno posuszowe jest złamane lub wystaje poza 15-metrowy okrąg o średn. ponad 20 cm. Pnie i gałęzie, które zwężają się na odcinku stanowiącym część łącznej długości do średnicy poniżej 20 cm, rejestruje się jako jedna lub kilka sztuk drewna posuszowego, przy czym każda z nich musi spełniać kryteria w zakresie długości i średnicy. Zarówno średnicę podstawy (średnica 1) jak i średnicę końcową (średnica 2) odnotowuje się w schemacie powierzchni testowej nawet, jeśli średnica ta odpowiada minimalnemu wymiarowi, tj. 20 cm. W przypadku drewna w zaawansowanym stopniu rozkładu (klasa rozkładu 5), tylko spójna jego część musi sama w sobie spełniać powyższe wymogi w zakresie wielkości i tylko tę część się rejestruje.

Do pomiaru średnicy używa się gwintownicy lub miary zwijanej. W przypadku korzystania z gwintownicy średnicę oblicza się jako średnią wartość otrzymaną z dwóch prostokątnych pomiarów. W przypadku korzystania ze zwykłej miary zwijanej mierzy się obwód, a średnicę oblicza się dzieląc go przez π (3,14159).

Długość drewna posuszowego mierzy się jako odległość od wymiaru średnicy szczytowej (średnica 2) do podstawy danej sztuki drewna (a nie odległość do wymiaru średnicy podstawy). Długość powinna wynosić przynajmniej 2 m i mierzy się ją z dokładnością do 0,5 m. W przypadku stojącego drewna posuszowego o wysokości ponad 5 m długość mierzy się z dokładnością do 1 m.

Na nachylonym terenie średnicę i długość stojącego drewna mierzy się jako średnią wysokość piersi i długość odpowiednio najwyższego i najniższego poziomu, na jakim zakorzeniony jest pień.

W przypadku każdej zmierzonej sztuki leżącego i stojącego drewna posuszowego ocenia się - przy użyciu noża lub innego ostrego/spiczastego przedmiotu - najbardziej reprezentatywny stopień rozkładu w skali 5-punktowej.

- 1) Drewno martwe od niedawna, tj. z reguły pochodzące z drzewa, które zmarło w ciągu ostatniego roku
- 2) Drewno nadal twarde (kora zaczyna spadać, ale w większości jest nienaruszona > 50% kory)
- 3) Drewno nadal twarde, ale zaczyna mięknąć przy powierzchni (często < 50% kory)
- 4) Drewno miękkie przy powierzchni, ewentualnie na całej głębokości. Pierwotna struktura gałęzi/pnia zaczyna się rozmywać.
- 5) Drewno zupełnie rozmiękczone, w zaawansowanym stadium rozkładu, a pierwotna struktura gałęzi/pnia silnie rozmyta.

Wtrącenia, gnijące partie, pniaki [las bagienny], drogi i ogrodzenie

W obrębie 15-metrowego okręgu rejestruje się liczbę żyjących drzew posiadających wtrącenia oraz liczbę żyjących drzew posiadających rozległe gnijące partie. To samo drzewo może mieć zarówno wtrącenia jak i gnijące partie, w związku z czym będzie wtedy należeć do obu kategorii. Wtrącenia i gnijące partie powinny występować na pędzie głównym drzewa (bez względu na jego średnicę) lub na gałęziach o średnicy większej niż 20 cm. Rejestracja obejmuje odcinek od wysokości 0,5 metra nad ściółką do wysokości, na której wtrącenia lub gnijące partie można stwierdzić z całą pewnością (tj. zobaczyć lub dosięgnąć) bez używania drabiny.

Wtrącenie to otwór w korze, w którym widać gnijące partie/partie będące w stanie rozkładu, lub otwór o głębokości ponad 5 cm. Kora potrafi niemalże zamknąć wtrącenia, w szczególności w przypadku wolno rosnących drzew. W przypadku wątpliwości, można użyć noża lub innego ostrego przedmiotu celem dokonania oceny głębokości wtrącenia/gnijącej partii.

Gnijące partie to obszary większe niż 100 cm² z odpadającą/poluźniającą się korą lub zupełnie bez kory, w przypadku których jednocześnie rozpoczął się już wyraźnie proces rozkładu. Martwe gałęzie boczne pozostawiają na pędzie głównym gnijące partie i rejestruje się je, jeśli średnica gałęzi bocznej jest większa niż 11 cm. Nie rejestruje się natomiast świeżych uszkodzeń kory odkrywających partie drewna,

W lasach olszowych i jesionowych (typ siedliska przyrodniczego 91E0) podaje się liczbę bali o średnicy ponad 70 cm. Las bagienny powstaje w wyniku powtarzających się zrębów z reguły olszyny, jesionu i leszczyny. W miejsca zrębu wyrosną nowe pędy i z czasem powstaną nieznaczne uniesienie ściółki (las bagienny), w którym będą się gromadzić i rozkładać gałęzie. Pnie o średnicy ponad 70 cm świadczą o tym, że dany typ siedliska przyrodniczego występował na przedmiotowym obszarze nieprzerwanie przez setki lat.

Łączna powierzchnia gleby zasklepionej, tj. na której występuje droga/ścieżka (w tym drogi i ścieżki szutrowe) podaje się w m². Łączna powierzchnia ogrodzeń służących do odmladzania lasu podaje się w m². Powierzchnia 15-metrowego okręgu posiadającego punkt centralny w obrębie powierzchni testowej wynosi zaledwie 707 m².

2.4. Konserwacja instrumentów

Sprzęt elektroniczny należy przechowywać, konserwować i kalibrować zgodnie z zaleceniami producenta. Kalibracji instrumentów pomiarowych należy dokonywać w określonych przedziałach czasu.

Wymogi w zakresie trwałości płynów służących do konserwacji elektrod, buforów do kalibracji sprzętu, jak również trwałości samych elektrod, muszą być zawsze spełnione.

Każdy instrument służący do pomiarów w terenie powinien posiadać osobny rejestr. W rejestrze tym należy zawsze zamieścić datę kalibracji sprzętu, daty rutynowych przeglądów lub napraw w sytuacji, gdy stwierdzone zostaną w przypadku danego instrumentu nieprawidłowości lub inne kwestie, które mogą mieć niekorzystny wpływ na jakość wykonywanych przy jego pomocy pomiarów.

3. Przetwarzanie danych

Dane wprowadza się do Bazy danych przyrodniczych za pośrednictwem programu NaturAppl. W przypadku odpowiednio niezalesionych typów siedlisk przyrodniczych i zalesionych typów siedlisk przyrodniczych korzysta się z osobnych formularzy elektronicznych. Dane geograficzne pochodzące z poprzedniego monitoringu należy zastosować ponownie korzystając z "kopii z istniejącego miejsca". W ten sposób tworzy się serię czasową dla danego monitoringu powierzchni testowej.

Zwróć uwagę na fakt, że w przypadku stacji niezalesionych, na których nie wykonuje się analizy lokalizacji, w punkcie "Rejestracja roślinności, analiza lokalizacji" nie wprowadza się żadnych gatunków. W przypadku stacji, na których należy wykonać analizę lokalizacji, przy czym jedna z powierzchni testowych reprezentuje inny typ siedliska przyrodniczego, punkt formularza elektronicznego dotyczący analizy lokalizacji otwiera się wybierając funkcję "Czy chcesz mimo wszystko otworzyć rubryki dotyczące analizy lokalizacji?".

4. Zapewnienie jakości

4.1. Określenie poziomu taksonomicznego

Zarejestrowane rośliny poddaje się specjacji do poniższych kategorii taksonomicznych:

Rośliny naczyniowe i zarodnikowe rośliny naczyniowe: Poddawane są specjacji zarówno w ramach analizy lokalizacji jak i na dodatkowych listach gatunków dla powierzchni testowej i 5-metrowego okręgu. W przypadku wątpliwości zamieszcza się odpowiednie uzasadnienie, które może być pomocne przy kolejnych specyfikacjach, ewentualnie próbkę można przelać do oceny ekspertowi. W drodze wyjątku dopuszcza się oznaczanie do poziomu gatunku zbiorczego, sekcji lub poziomu rodzaju. Ma to przykładowo z reguły zastosowanie do odmian mniszka lekarskiego (zwykle "mniszek lekarski, *Taraxacum officinale* coll."), większości odmian jastrzębców i jeżyn (zwykle "*Rubus fruticosus* coll." lub jednej z sekcji "jeżyna leszczynolistna, *Rubus* sect. *Corylifolii*" lub "(prawdziwa) jeżyna, *Rubus* sect. *Rubus*").

Mchy liściaste: Specjacji mchów liściastych rosnących na glebie dokonuje się na dodatkowych listach gatunków w przypadku powierzchni testowej i 5-metrowego okręgu powierzchni testowych następujących typów siedlisk przyrodniczych: 2130, 7140, 7220, 7230, 8220 i 9110. Ponadto inwazyjny gatunek mchu, tj. mech gwiazdzisty (*Campylopus introflexus*) poddawany jest specjacji na dodatkowych listach gatunków dla powierzchni testowej i 5-metrowego okręgu we wszystkich typach siedlisk przyrodniczych. Dokładne oznaczenie mchów liściastych wymaga w niektórych przypadkach uzasadnienia, tj. oznaczenia mikroskopowego lub identyfikacji przez eksperta. W związku z pomiarami wykonywanymi w ramach analizy lokalizacji podaje się "mchy liściaste". 8 gatunków wskaźnikowych mchów rosnących w lesie poddaje się specjacji do gatunku i odpowiednio rodzaju występującego w danym rodzaju lasu. We wszystkich pozostałych typach siedlisk przyrodniczych mchy liściaste oznacza się jako "mech liściasty (Bryopsida)".

Torfowce: Ich specjacji dokonuje się na dodatkowych listach gatunków dla powierzchni testowej i 5-metrowego okręgu powierzchni testowych następujących typów siedlisk przyrodniczych: 7110, 7120, 7140 i 91D0. W związku z pomiarami wykonywanymi w ramach analizy lokalizacji podaje się "torfowce". Dokładne oznaczenie torfowców wymaga w niektórych przypadkach uzasadnienia, tj. oznaczenia mikroskopowego lub identyfikacji przez eksperta. We wszystkich pozostałych typach siedlisk przyrodniczych torfowce oznacza się jako "Rodzaj mchu Torfowiec (Sphagnum)".

Wątrobowce: Wątrobowce natorfek torfowcowy (*Odontoschisma sphagni*) występujący na torfowiskach wysokich (7110 i 7120) oraz beznerw tłusty (*Aneura pinguis*) występujący na torfowiskach przejściowych (7140) poddaje się specjacji do poziomu gatunku na dodatkowych listach gatunków dla powierzchni testowej i 5-metrowego okręgu. W pozostałym zakresie wątrobowce oznacza się jako "wątrobowiec (Marchantiopsida)".

Porosty: Porosty rosnące na glebie oznacza się w jednej z grup "rodzaj chrobotka" (*Cladonia* sp., s.s.), "rodzaj chrobotka reniferowego" (*Cladina* sp.) lub "porosty nie będące ani chrobotkiem ani chrobotkiem reniferowym" (*Lichenes* sp. - z wyłączeniem *Cladonia* sp., s.l.). W przypadku wątpliwości można posłużyć się grupą "rodzaj chrobotka i chrobotka reniferowego" (*Cladonia* sp., s.l.). Te 5 porostów wskaźnikowych oznacza się w poszczególnych rodzajach lasów do poziomu gatunku.

Grzyby: Te 12 grzybów wskaźnikowych oznacza się w poszczególnych rodzajach lasów do poziomu gatunku. W pozostałym zakresie grzyby nie podlegają rejestracji.

Zwierzęta: Gatunki objęte załącznikiem 2 i 4 do Dyrektywy siedliskowej rejestruje się w Bazie Danych Przyrodniczych jako luźne znaleziska.

Nazewnictwo użyte na liście gatunków w Bazie Danych Przyrodniczych pochodzi ze strony Allearter.dk (<http://allearter.dk/>), jak również oparte jest o następujące opracowania: Karlsson & Ågestam 2014, Hansen 1988 i Hartvig 2015 (rośliny naczyniowe i zarodnikowe rośliny naczyniowe), Mogensen & Goldberg 2005 (mchy), Andersen i in. 1976 (mchy liściaste), Lange, 1982 (torfowce), Damsholt i in. 2008 (wątrobowce i giewiki), Damsholt 2002 (wątrobowce) i Søchting & Alstrup 2008 (porosty).

W punkcie Odniesienia znajduje się wykaz literatury pomocniczej, którą można się podeprzeć w związku z oznaczaniem gatunków roślin naczyniowych i mchów.

4.2. Standardy jakości analiz

Analizy próbek gleby, wody i roślin muszą spełniać następujące standardy:

Zmienna	numer STANDAT	Metody analiz	Jednostka	Granica wykrywalności	Niepewność
wartość pH gleby ⁽¹⁾	41	Roztwór 0,01 M CaCl	pH	0,1	
wartość pH wody	41	Pomiary w terenie	pH	a.i. [tymczasowa]	15%
łączna zawartość węgla	377	Łącznie	mg/g	0,2	15%
łączna zawartość azotu	1211	Łącznie	mg/g	0,03	20%
łączna zawartość fosforu	1376	Łącznie	mg/g	0,01	

(1) ISO 10390, wydany w 2005 r. (i potwierdzony w 2015 r.)

Analizy powinny spełniać wymogi określone w Rozporządzeniu w sprawie jakości (Rozporządzenie nr 1146 z 24 października 2017 r.).

4.3. Zapewnienie jakości i przyznawanie znaków jakości danym

W związku z przetwarzaniem danych środowiskowych zdefiniowana została procedura zapewnienia jakości omówiona szerzej w wytycznych w zakresie inżynierii komputerowej dotyczących zapewnienia jakości figurujących w Bazie Danych Przyrodniczych danych na temat środowiska lądowego zgromadzonych w ramach programu NOVANA (Fredshavn i in. 2018).

5. Literatura

BEK nr 1146 af 24/10/2017. Bekendtgørelse om kvalitetskrav til miljømålinger.

<https://www.retsinformation.dk/forms/R0710.aspx?id=194194>.

- Fredshavn, J.R., Ejrnæs, R. & Nygaard, B. 2011: Teknisk anvisning til kortlægning af ter-restriske naturtyper. Teknisk Anvisning TA-N3 ver. 1-04.
- Fredshavn, J.R., Nygaard, B., Therkildsen, O.R., Nielsen, K.E., Bladt, J., Wiberg-Larsen, P., Johansson, L.S., Dahl, K., Hansen, J.E.L., Mortensen, S.M., Jakobsen, T.S. & Kjeldsen, K.H., 2018. Miljøstyrelsens data i Naturdatabasen. Datateknisk anvisning, DN-01 vers. 2.1.
http://bios.au.dk/fileadmin/bioscience/Fagdatacentre/DN01_Miljoestyrelsens_data_i_Naturdatabasen.pdf
- Miljøstyrelsen. 2016a. Nøgle til identifikation af danske naturtyper på habitatdirektivet.
http://mst.dk/media/128610/habitat-key-ver105_opdatering-2016.pdf
- Miljøstyrelsen. 2016b. Habitatbeskrivelser, årgang 2016. Beskrivelse af danske naturtyper omfattet af habitatdirektivet (NATURA 2000 typer). <http://mst.dk/media/128611/habitatbeskrivelser-2016-ver-105.pdf>
- Andersen, A. G., Boesen, D. F., Holmen, K., Jacobsen, N., Lewinsky, J., Mogensen, G., Rasmussen, K. & Rasmussen, L. 1976: Den danske mosflora. I. Bladmosses. - Gyldendal. København. 356 s. Bogen kan skaffes antikvarisk (prøv www.antikvariatnet.dk) eller downloades på www.bryologkredsen.dk
- Atherton, I. Bosanquet, S. & Lawlwy, M. 2010: Mosses and Liverworts of Britain and Ire-land – a field guide. – British Bryological Society. Plymouth.
- Christensen, K.I. 2009. Nåletræer i Danmark og Norden – en bestemmelsesbog. – Dansk Dendrologisk Forening & Natur og Ungdom. København. Udsolgt fra forlaget.
- Damsholt, K. 2002: Illustrated Flora of Nordic Liverworts and Hornworts. - Nord. Bryol. Soc. Lund.
- Ekholm, D., Karlsson, T. & Werner, E. (1991): Vilda och förvildade Träd och buskar i Sverige. En feltflora. SBT-redationen. Lund. 112 s.
- Faurholdt, N. & Schou, J.C. 2012. Danmarks skærmpflanter. – BFN's Forlag. Nors.
- Flatberg, K.I. 2002. The Norwegian Sphagna: a field color guide. - NTNU Vitenskapsmus-set Rapp. Bot. Ser. 2002-1. Kan downloades på www.bryologkredsen.dk.
- Frederiksen, S., Rasmussen, F. & Seeberg, O. 2012: Dansk flora. 2. udgave. - Gyldendal. København.
- Goldberg, I. 2005: Vejledning i bestemmelse af bladmosses. Kan downloades på www.bryologkredsen.dk.
- Goldberg, I. 2013: Sphagnum-feltguide. 2. udgave, 1. oplag. - Aglaja, 71 s.
- Hallingbäck, T. & Holmåsen, I. (2000). Mossor – en fälthandbok. – Interpublishing. Stockholm. 288 s.
- Hallingbäck, T., Lönnell, N., Weibull, H., Hedenäs, L. & Wiklund, K. 2006: Nationalenkyckeln till Sveriges flora og fauna. Bladmossor: Sköldmossor – blåmossor. Bryophyta: Buxbaumia – Leucobryum. – ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Hallingbäck, T., Lönnell, N. & Weibull, H. 2008: Nationalenkyckeln till Sveriges flora og fauna. Bladmossor: Kompaktmossor–kapmossor. Bryophyta: Anoetangium–Orthodontium. – ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Hansen, K. red. 1988: Dansk feltflora. - Gyldendal. København.
- Hartvig, P. 2015: Atlas Flora Danica. 3 bind. – Gyldendal. København.

- Hedenäs, L. & Hallingbäck, T. 2014: Nationalenckeln till Sveriges flora og fauna. Blad-mossor: Skirmossor-baronmossor. Bryophyta: Hookeria-Anomodon. – ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Holien, H. & Tønsberg, T. 2006: Norsk lavflora. – Tapir Akademisk Forlag. Trondheim.
- Lange B 1982: Key to Northern Boreal and Arctic species of Sphagnum, based on characteristic of the stem leaves. – Lindbergia 8: 1-29.
- Moberg, R. & Holmåsén, I. 1982: Lavar en fälthandbok. – Interpublishing. Stockholm.
- Mossornas Vänner 2010: Vitmossor i Norden. – Göteborg.
- Pedersen, H.Æ. & Faurholdt, N. 2010: Danmarks vilde orkidéer. – Gyldendal. København.
- Schou, J.C., 2006: Danmarks halvgræsser. – BFN's forlag. Thisted. Udsolgt fra forlaget, under revision.
- Schou, J.C., Wind, P. & Lægaard, S. 2014: Danmarks græsser. 2. udgave. – BFN's forlag. Thisted.
- Schou, J.C., Wind, P. & Lægaard, S. 2010: Danmarks siv og frytler. – BFN's forlag. Thi-sted.
- Supplerende bestemmelseslitteratur og referencer til Naturdatabasens artsliste
- Alstrup, V. 2003: Epifytiske mikrolaver. – Gads Forlag. København.
- Alstrup, V. & Søchting, U. 1989: Checkliste og status over danske laver. – Nordisk Liche-nologisk Forening. København.
- Frederiksen, S. & Johansen, B.B. 2012. Vinterbotanik. – Forlaget Epsilon. København.
- Hartvig, P., Leth, P., Nielsen, H. & Plöger, E. 1992: Atlas Flora Danica. Taxonliste. – Dansk Botanisk Forening og Københavns Universitet. København.
- Hedenäs, L.: The European Species of the Calliergon-Scorpidium-Drepanocladus com-plex, including some related or similar species. Meylania No. 28, december 2003.
- Jonsell, B. red. 2000: Flora Nordica. Vol. 1. Lycopodiaceae to Polygonaceae. – The Bergius Foundation. The Royal Swedish Academy and Sciences. Stockholm
- Jonsell, B. red. 2001: Flora Nordica. Vol. 2. Chenopodiaceae to Fumariaceae. – The Bergius Foundation. The Royal Swedish Academy and Sciences. Stockholm
- Jonsell, B. red. 2010: Flora Nordica. Vol. 6. Thymelaeaceae to Apiaceae. – The Bergius Foundation. The Royal Swedish Academy and Sciences. Stockholm
- Karlsson & Agestam 2014: Checklista över Nordens kärlväxter – version 2014-07-05
<http://www.euphrasia.nu/checklista/>
- Schou J.C., Moeslund B., Båstrup-Spohr L, & Sand-Jensen K, 2017. Danmarks vandplan-ter. – BFN's Forlag. Nors.
- Stenberg, L. & Mossberg, B. 2005: Den nye nordiske flora. Oversat og bearbejdet af J. Feilberg. – 2. udgave, Gyldendal. København.
- Søchting U & Alstrup V 2008. Danish Lichen Checklist. Ver. 2. www.bi.ku.dk/lichens/dkchecklist/ - ISBN 87-987317-5-0
- Vesterholt, J. & Petersen, J.H. 1990: Danske storsvampe. – Gyldendal. København

6. Załączniki

6.1. Schematy powierzchni testowych

Patrz schemat powierzchni testowej na następnej stronie

Formularz rejestracyjny na potrzeby monitorowania niezalesionych typów siedlisk przyrodniczych

Dane statystyczne

Nazwa miejsca - numer powierzchni testowej (xxxx-yy)	Data (dd-mm-rr)
Cel pobierania próbek	Osoba pobierająca próbki

Dane z monitoringu

Typ siedliska przyrodniczego i numer kodu	Numer stacji i ewentualnie nazwa stacji	
Pobieranie próbek Zaznacz krzyżykiem rodzaj pobieranej próbki	Gleba:	Roślina:
Uwagi		

Dane dotyczące powierzchni testowej

Wysokość roślin Dokładność: 0-20 cm: 5 cm; 20-150 cm: 10 cm; 1,5-5 m: 0,5 m	1:	2:	3:	4:
--	----	----	----	----

Dane strukturalne - 5-metrowy okrąg

Pokrycie struktur - Określ pokrycie w m2 dla każdej z kategorii							
Drzewa/krzwy o wysokości poniżej 1 m			Półkrzewy			Mchy	
Drzewa/krzwy o wysokości powyżej 1 m			Zioła szerokolistne (z wyłączeniem półkrzewów)			Porosty	
Drzewa/krzewy - łączne pokrycie			Trawy			Obszar pokryty wodą	
			Rośliny ciborowate, sitowie i kosmatka			Odkryta gleba mineralna (piach, glina, kamień, ziemia próchnicza)	
Pokrycie gatunków - Określ pokrycie w m2 dla każdej z kategorii							
1320: szuwały ze Spartina			2160: rokitnik			2170: wierzba płożąca	
2140/4010/4030: ataki naliścicy wrzosowianki			2250/5130: jałowiec			4010: wrzosiec bagienny	
			7110/20: podmokłe obniżenia			7210: kłoc wiechowata	
Warunki dotyczące pielęgnacji i uprawy - Zaznacz krzyżykiem występowanie w obrębie 5-metrowego okręgu							
Wypasanie zwierząt hodowlanych		Zbiór siana		Wykaszanie		Zrąb	
Tak:	Nie:	Tak:	Nie:	Tak:	Nie:	Tak:	Nie:

Pobieranie próbek - próbka gleby

Próbka gleby - oznacza się numerem powierzchni testowej (xxxx-yy)				
Grubość ewentualnej warstwy próchnicy typu mor (w cm)	1:	2:	3:	4:

Pobieranie próbek - próbka wody

Pomiar w terenie wartości pH	
------------------------------	--

Pobieranie próbek - próbka roślin

Próbka roślin - oznacza się numerem powierzchni testowej (xxxx-yy)					
Zaznacz rodzaj próbki					
1330/1340 Na częściach suchych można wybierać gatunki dla typów siedlisk 6210/6230		2130		2140	
Sita Gerarda		Kostrzewa czerwona (w tym kostrzewa kosmata)		Bażyna	
Mietlica rozłogowa		Śmiatek pogięty		Wrzos zwyczajny	
Kostrzewa czerwona		Mietlica pospolita		Wrzosiec bagienny	
Mannica nadmorska		Wiechlina łąkowa			
Wiechlina łąkowa		(gwiazda piaskowa)			
2190		23xx		4010	
Wrzosiec bagienny		Bażyna czarna		Bażyna czarna	
Wrzos zwyczajny		Wrzos zwyczajny		Wrzos zwyczajny	
Bażyna czarna		Śmiatek pogięty		Wrzosiec bagienny	
Trzęślica modra		Mietlica pospolita		(trzęślica modra)	
Kostrzewa czerwona		Mietlica piaskowa		(śmiatek pogięty)	
Mietlica rozłogowa		Trzęślica modra			
Wiechlina łąkowa		Kostrzewa czerwona			
Mietlica pospolita					
Śmiatek pogięty					
4030		6120		6210	
Bażyna czarna		Kupkówka pospolita		Kupkówka pospolita	
Wrzos zwyczajny		Kostrzewa czerwona (w tym kostrzewa kosmata)		Kostrzewa czerwona	
(trzęślica modra)		Wiechlina łąkowa		Mietlica pospolita	
(śmiatek pogięty)		Tomka wonna		Wiechlina łąkowa	
		Mietlica pospolita		Tomka wonna	
		Kostrzewa czerwona		Grzebieńca pospolita	
6230		6410		7110/20/40	
Kupkówka pospolita		Trzęślica modra		<i>Sphagnum fallax</i>	
Śmiatek pogięty		Kostrzewa czerwona		<i>Sphagnum fallax</i>	
Mietlica pospolita		Mietlica pospolita		<i>Sphagnum papillosum</i>	
Kostrzewa czerwona		Wiechlina łąkowa		(inne gatunki <i>Sphagnum</i>)	
Wiechlina łąkowa		Mietlica rozłogowa			
Tomka wonna		Tomka wonna			
7210		7220		7230	
Kłoc wiechowata		<i>Calliergonella cuspidata</i>		<i>Calliergonella cuspidata</i>	
		<i>Brachythecium rivulare</i>		<i>Brachythecium rutabulum</i>	
		<i>Brachythecium rutabulum</i>		<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>	
		<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>		<i>Brachythecium rivulare</i>	
		<i>Campylium stellatum</i>		<i>Campylium stellatum</i>	

Rejestracja gatunków

Gatunki Gatunki, w przypadku których nie dokonuje się analizy lokalizacji, oznacza się symbolem "X" dla ramki, natomiast symbolem "O" dla 5-metrowego okręgu	Analiza lokalizacji															
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
1																
2																
3																
4																
5																
6																
7																
8																
9																
10																
11																
12																
13																
14																
15																
16																
17																
18																
19																
20																
21																
22																
23																
24																
25																
26																
27																
28																
29																
30																
31																
32																
33																
34																
35																
36																
37																
38																
39																
40																
41																
42																
43																
44																
45																
46																
47																
48																
49																
50																
51																
52																
53																

Formularz rejestracyjny na potrzeby monitorowania zalesionych typów siedlisk przyrodniczych

Dane statystyczne

Nazwa miejsca - numer powierzchni testowej (xxxx-yy)	Data (dd-mm-rr)
Cel pobierania próbek	Osoba pobierająca próbki

Dane z monitoringu

Typ siedliska przyrodniczego i numer kodu	Numer stacji i ewentualnie nazwa stacji
Próbka gleby Zaznacz symbolem X, że pobierana jest próbka gleby	
Uwagi	

Pobieranie próbek - próbka gleby

Próbka gleby - oznacza się numerem powierzchni testowej (xxxx-yy)				
Grubość ewentualnej warstwy ściółki (w cm)	1:	2:	3:	4:
Grubość ewentualnej warstwy humusowej (w cm)	1:	2:	3:	4:

Pobieranie próbek - próbka wody

Pomiar w terenie wartości pH	
------------------------------	--

Dane strukturalne - 5-metrowy okrąg

Pokrycie struktur - Określ pokrycie w m ² dla każdej z kategorii				
Drzewa/krzewy o wysokości poniżej 1 m		Półkrzewy		
Drzewa/krzewy o wysokości powyżej 1 m		Obszar pokryty wodą		
Drzewa/krzewy - łączne pokrycie				
Warunki oświetlenia Podaj pokrycie wg gęstościomierza (maks. 96)	1:	2:	3:	4:

Dane strukturalne - 15-metrowy okrąg

Stojące drewno posuszowe (kąt > 45°) – wymiar podaje się w cm				Leżące drewno posuszowe (kąt < 45°) – wymiar podaje się w cm			
Średnica 1 (1,3 m od podstawy)	Średnica 2 (≥ 20 cm)	Wysokość	Rozkład (1 – 5)*	Średnica 1 (1,3 m od podstawy)	Średnica 2 (≥ 20 cm)	Długość	Rozkład (1 – 5)*
*1) Drewno martwe od niedawna, tj. z reguły pochodzące z drzewa, które zmarło w ciągu ostatniego roku 2) Drewno nadal twarde (kora zaczyna odpadać, ale w większości jest nienaruszona > 50% kory) 3) Drewno nadal twarde, ale zaczyna mięknąć przy powierzchni (często < 50 proc. kory) 4) Drewno miękkie przy powierzchni, ewentualnie na całej głębokości. Pierwotna struktura gałęzi/pnia zaczyna się rozmywać. 5) Drewno zupełnie rozmiękczone, w zaawansowanym stadium rozkładu, a pierwotnej struktury gałęzi/pnia już nie widać.							
Liczba drzew w obrębie 15-metrowego okręgu z							
Wtrąceniami		Gnijącymi partiami		Pniaki o średnicy > 70 cm (tylko 91E0)			
Liczba m ² w obrębie 15-metrowego okręgu z							
Zasklepiona gleba (w tym droga szutrowa)				Obszar ogrodzony (celem odmładzania lasu)			

Rejestracja drzew

5-metrowy okrąg (tylko drzewa o średnicy na wysokości piersi 10-40 cm)		15-metrowy okrąg (tylko drzewa o średnicy na wysokości piersi ≥ 40 cm)	
Gatunek:	średnica na wysokości piersi dorosłego człowieka:	Gatunek:	średnica na wysokości piersi dorosłego człowieka:

Rejestracja gatunków

Gatunki na powierzchni testowej o wymiarach 0,5x0,5 m	
Gatunki dodatkowe w obrębie 5-metrowego okręgu	
Dodatkowe gatunki roślin drzewiastych w obrębie 15-metrowego okręgu	

Gatunki wskaźnikowe w obrębie 15-metrowego okręgu

(skorzystaj z załącznika 6.3 przy zaznaczaniu gatunków wskaźnikowych w obrębie 15-metrowego okręgu)

Grzyby (g), mchy (m) i porosty (p) o wysokości do 1,8 m									
Daedalopsis conf. (s)		Ganoderma pfeiff. (s)		Phellinus tremul. (s)		Neckera compl. (m)		Lecanactis abiet. (l)	
Eutypa spinosa (s)		Hymenoch. rubig. (s)		Piptoporus betul. (s)		Plagiochilla aspl. (m)		Lobaria pulmon. (l)	
Fomes fo-ment. (s)		Inonotus radi-atus (s)		Homalothec. ser. (m)		Porella platyph. (m)		Opegrapha verm. (l)	
Fomitopsis pinic. (s)		Inonotus rheades (s)		Isothecium alop. (m)		Rhytidiadel. lor. (m)		Pyrenula ni-tida (l)	
Ganoderma lipsi. (s) (syn: G. ap-planatum)		Ischnoderma resin(s)		Isothecium myos. (m)		Zygodon sp. (m)		Thelotrema lepad. (l)	

5.2. Wykaz półkrzewów

Wrzos zwyczajny (<i>Calluna vulgaris</i>)	Janowiec angielski (<i>Genista anglica</i>)
Bażyna czarna (<i>Empetrum nigrum</i>)	Janowiec ciernisty (<i>Genista germanica</i>)
Wrzoseniec bagienny (<i>Erica tetralix</i>)	Janowiec włosisty (<i>Genista pilosa</i>)
Borówka (<i>Vaccinium myrtillus</i>)	Janowiec barwierski (<i>Genista tinctoria</i>)
Borówka bagienna (<i>Vaccinium uliginosum</i>)	Modrzewnica pospolita (<i>Andromeda polifolia</i>)
Borówka brusznica (<i>Vaccinium vitis-idaea</i>)	Mącznica lekarska (<i>Arctostaphylos uva-ursi</i>)

5.3. Lista 25 gatunków wskaźnikowych

Dodatkowy katalog zdjęć z opisami i kluczowymi cechami charakterystycznymi znajduje się na stronie internetowej B-FDC.

Gatunek	Polska nazwa
Grzyby związane z drewnem	
<i>Daedalopsis confragosa</i>	Gmatwica chropowata
<i>Eutypa spinosa</i>	Eutypa spinosa
<i>Fomes fomentarius</i>	Hubiak pospolity
<i>Fomitopsis pinicola</i>	Pniarek obrzeżony
<i>Ganoderma lipsiense</i> (syn: <i>G. applanatum</i>)	Lakownica spłaszczona
<i>Ganoderma pfeifferi</i>	Lakownica czerwona
<i>Hymenochaete rubiginosa</i>	Szczecinkowiec rdzawy
<i>Inonotus radiatus</i>	Błyskoporek promienisty
<i>Inonotus rheades</i>	Błyskoporek cynamonowy
<i>Ischnoderma resinosum</i>	Smolucha bukowa
<i>Phellinus tremulae</i>	Czyreń osikowy
<i>Piptoporus betulinus</i>	Pniarek brzoźowy
Mchy	
<i>Homalothecium sericeum</i>	Namurnik jedwabisty
<i>Isothecium alopecuroides</i>	Myszeniec bażkowiec
<i>Isothecium myosuroides</i>	Miozuroidy izotapniowe
<i>Neckera complanata</i>	Miechera spłaszczona
<i>Plagiochilla asplenoides</i> ssp. <i>asplenoides</i>	Skosatka zanokcicowa
<i>Porella platyphylla</i>	Parzoch szerokolistny
<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	Łatdownik rzemienny
<i>Zygodon</i> sp.	Zrostniczek sp.
Porosty epifityczne	
<i>Lecanactis abietina</i>	Promianek jodłowy
<i>Lobaria pulmonaria</i>	Granicznik płucnik
<i>Opegrapha vermicellifera</i>	Pismaczek naskalny
<i>Pyrenula nitida</i>	Otocznica lśniąca
<i>Thelotrema lepadinum</i>	Puchlinka ząbkowata

6. Zestawienie zmian wersji

Wersja	Data	Temat:	Zmiana:
2	15.05.2014	Próbkowanie (punkt 2.2.1., wcześniej punkty 2.3.3. i 2.3.4).	Wyjaśnienia dotyczące pobierania próbek gleby, wody i roślin, w tym standaryzacji pobierania próbek wody przy pomocy rury piezometrycznej.
2	15.05.2014	Ilość powierzchni testowych (Punkt 2.3.1).	Ilość minimalną zmienia się z 8 na 5 powierzchni testowych na stację w przypadku niezalesionych typów siedlisk przyrodniczych.
3	03.07.2015	Parametry strukturalne dla monitoringu lasu (punkt 2.3.2).	Objaśnienie rejestracji parametrów strukturalnych dla monitoringu lasu oraz stopień pokrycia drzew i krzewów zarówno dla zalesionych jak i niezalesionych typów siedlisk przyrodniczych.
4	18.04.2018	Wyznaczanie stacji i powierzchni testowych (wcześniej punkt 2.3.1)	Opisy zostają pominięte, jako że nie zaszyły żadne zmiany w zakresie przedmiotowych stacji monitorujących.
		Rejestracja gatunków (Tabela 1 i punkt 2.3.1)	Analizy lokalizacji zostają pominięte dla 16 niezalesionych typów siedlisk przyrodniczych Okres monitorowania zmieniono dla typów siedlisk 2140 i 4030
		Dane strukturalne z 5-metrowego okręgu (punkt 2.3.1)	Dodano rejestrację pokrycia mchów, porostów, traw, ziół i gleby mineralnej.
		Próbki roślin (Tabela 1 i 2)	Pobieranie próbek roślin w przypadku wielu niezalesionych typów siedlisk przyrodniczych oraz zmiany list gatunków.
		Poziom wody i skład chemiczny wody (punkt 2.3.1 oraz wcześniej punkty 2.3.2 i 2.3.3)	Pomiary poziomu wody i pobieranie próbek wody na potrzeby wykonywania pomiarów składu chemicznego wody zostają pominięte. Nadal wykonuje się pomiary w terenie wartości pH wody.
	26.06.2018	Dane strukturalne z 5-metrowego okręgu (punkt 2.3.1)	Pokrycie traw i roślin ciborowatych (jak również sitowia i kosmatki) rejestruje się oddzielnie. Dodano szereg objaśnień, np., że łączne pokrycie może przewyższać powierzchnię okręgu wynoszącą 78,5 m ² .
	07.08.2018	Pobieranie próbek w Tabeli 1	Doprecyzowano, że analizę lokalizacji należy przeprowadzać na wszystkich powierzchniach testowych wybranych typów siedlisk przyrodniczych.
	29.05.2019	Analiza lokalizacji	Doprecyzowano, że analizę lokalizacji należy przeprowadzać na wszystkich powierzchniach testowych, gdzie dany typ siedliska przyrodniczego został wyznaczony do tejże analizy.
		Pobieranie próbek	Doprecyzowano, że pobieranie próbek gleby, wody i roślin ma miejsce wyłącznie na powierzchniach testowych, w przypadku których w drodze typowania stwierdzono, że reprezentują typ siedliska, dla którego wyznaczona została dana stacja.

IIIb. Ocena stanu ochrony siedliska w regionie biogeograficznym

Poniższy fragment zawierający między innymi opis sposobu wyprowadzania oceny stanu ochrony siedliska przyrodniczego na poziomie regionu biogeograficznego pochodzi z publikacji:

Nygaard B., Damgaard C., Bladt J. Ejrnæs. 2020. Fagligt grundlag for vurdering af bevaringsstatus for terrestriske naturtyper. Artikel 17-rapporteringen 2019. Aarhus. DCE. <https://dce2.au.dk/pub/SR377.pdf>

Strony: 1-34.

Wstęp

Dania ma obowiązek przedstawiać co sześć lat sprawozdanie ze stanu ochrony typów siedlisk i gatunków objętych dyrektywą siedliskową, por. z art. 17 dyrektywy. Zgodnie z umową między Ministerstwem Środowiska i Żywności (MŚŻ) i DCE [*Krajowe Centrum Środowiska i Energetyki*], "DCE jest krajowym koordynatorem danych, który przekazuje dane i podstawy techniczne na potrzeby sporządzania przez MŚŻ co sześć lat sprawozdań wynikających z art. 17". Agencja Ochrony Środowiska, stanowiąca część Ministerstwa Środowiska i Żywności, jest organem administracyjnym odpowiedzialnym za sprawozdawczość krajową wobec Unii Europejskiej. W zakresie obowiązków MŚŻ leży dokonywanie interpretacji treści dyrektyw.

Stan ochrony w rozumieniu dyrektywy siedliskowej to suma czynników wpływających na dany typ siedliska. Komisja opublikowała wytyczne dotyczące oceny przewidzianej w art. 17 za lata 2013-2018 (DG Environment 2017). Wytyczne te precyzują i omawiają szczegółowo przewidziane w dyrektywie siedliskowej sposoby dokonywania oceny stanu ochrony typów siedlisk i gatunków.

Przedmiotowe sprawozdanie sporządzone zostało przez Specjalistyczne Centrum Danych dotyczących Różnorodności Biologicznej i Środowiska Lądowego i omawia ono wkład Krajowego Centrum Środowiska i Energetyki w proces sprawozdawczości w zakresie 44 typów siedlisk występujących w środowisku lądowym. Sprawozdanie zawiera informacje na temat podstaw technicznych ocen Krajowego Centrum Środowiska i Energetyki w zakresie rozprzestrzeniania, obszaru występowania, jak również struktury i funkcji przedmiotowych dwóch regionów biogeograficznych dla każdego typu siedliska. Oceny są zgodne z wytycznymi Komisji Europejskiej (DG Environment 2017) i stanowią one podstawę zbiorczego sprawozdania Ministerstwa Środowiska i Żywności w zakresie stanu ochrony typów siedlisk objętych dyrektywą siedliskową, które zostało przekazane Komisji Europejskiej w sierpniu 2019 r. Pozycja Fredshavn (2019) zawiera opis podziału zadań między MŚŻ a Krajowym Centrum Środowiska i Energetyki, jak również omówienie łącznej sprawozdawczości przewidzianej w art. 17 w zakresie wszystkich gatunków i typów siedlisk dla Załączników I, II, IV i V do dyrektywy środowiskowej.

Synteza

Dania ma obowiązek przedstawiać co sześć lat sprawozdanie ze stanu ochrony typów siedlisk i gatunków objętych dyrektywą siedliskową, por. z art. 17 dyrektywy. Przedmiotowe sprawozdanie omawia podstawy techniczne ocen w zakresie rozprzestrzeniania, obszaru występowania, jak również struktury i funkcji 34 typów siedlisk niezalesionych oraz 10 typów siedlisk zalesionych, ujętych w sprawozdaniach Ministerstwa Środowiska przekazanych Unii Europejskiej w sierpniu 2019 r. Dla każdego typu siedlisk dokonano oceny stanu ochrony każdego z dwóch regionów biogeograficznych, do których należy Dania (region atlantycki i region kontynentalny). Spośród przedmiotowych 44 typów siedlisk występujących w środowisku lądowym tylko 7 znajduje się w regionie kontynentalnym, w związku z czym sporządzono 81 ocen stanu ochrony.

W przypadku 42 z przedmiotowych 44 typów siedlisk lądowych i 98 proc. ocen stwierdzono, że obszar występowania jest wystarczająco duży, by utrzymać dany typ siedliska w pełnym jego zakresie. Nie wiadomo, czy obszar występowania grądu środkowoeuropejskiego i subkontynentalnego jest wystarczający, a w przypadku mokrych wrzosowisk w regionie kontynentalnym uznano, że obszar występowania jest zbyt niewielki, by możliwe było utrzymanie danego typu siedliska w dłuższej perspektywie. W przypadku wszystkich 44 typów siedlisk obszar występowania uznano za stabilny.

Stwierdzono, że przedmiotowy obszar oferuje korzystne warunki dla 32 typów siedlisk występujących w środowisku lądowym na terenie całego kraju oraz dla kolejnych trzech typów siedlisk znajdujących się na terenie przedmiotowych dwóch regionów biogeograficznych, co odpowiada 78 proc. wszystkich ocen (63 ocenom). Tu obszar ocenia się jako stabilny, niepewny lub nieznany, jak również wystarczająco rozległy, by w dłuższej perspektywie możliwe było utrzymanie danego typu siedliska w pełnym jego zakresie.

Obszar uznano za umiarkowanie niekorzystny dla typów siedlisk lądowych w przypadku przynajmniej jednego z przedmiotowych regionów biogeograficznych, co odpowiada 7 proc. wszystkich ocen. Mowa tu mianowicie o obniżeniach na podłożu torfowym na terenie całego kraju i roślinności jednorocznej na obszarze słonych moczarów, jak również wydmach kontynentalnych porośniętych żarnowcem miotlastym i roślinnością trawiastą oraz aktywnych torfowiskach wysokich w regionie kontynentalnym.

Obszar uznano za zdecydowanie niekorzystny dla ośmiu typów siedlisk lądowych w przypadku przynajmniej jednego z przedmiotowych regionów biogeograficznych, co odpowiada 14 proc. wszystkich ocen. Mowa tu o pastwiskach na glebach wapiennych występujących w obu regionach biogeograficznych, pastwiskach na suchych glebach wapienno-piaszczystych, mokrych wrzosowiskach, suchych wrzosowiskach, okresowo zalewanych łąkach i grądzie środkowoeuropejskim i subkontynentalnym występującym w regionie kontynentalnym, jak również o roślinności jednorocznej na obszarze słonych moczarów i aktywnych torfowiskach wysokich występujących w regionie atlantyckim. W przypadku mokrych i suchych wrzosowisk występujących w regionie atlantyckim uznano, że obszar jest wystarczająco duży, ale jako że jednocześnie stwierdzono jego regresję w wyniku kurczenia się obszarów porośniętych półkrzewem, oceniono, że stan tego obszaru jest zdecydowanie niekorzystny. Stwierdzono ponadto na danym obszarze regresję w zakresie wspomnianych dwóch typów pastwisk na glebach wapiennych, podczas gdy, jeśli chodzi o okresowo zalewane łąki w regionie kontynentalnym i aktywne torfowiska wysokie w regionie atlantyckim, sytuację uznano za stabilną. Nie wiadomo, czy obszar występowania grądu środkowoeuropejskiego i subkontynentalnego jest wystarczająco duży, jak również nie ma pewności co do tego, czy w rejonie występowania roślinności jednorocznej na słonych moczarach można mówić o regresji w wyniku podniesienia się poziomu morza.

W oparciu o obecną wiedzę na temat występowania buka na glebach wapiennych nie wiadomo, czy w przypadku tego typu siedliska można mówić o wystarczająco dużym obszarze, by w dłuższej perspektywie możliwe było utrzymanie korzystnego stanu ochrony.

Podstawę obliczeń dokonanych dla przedmiotowego obszaru stanowi całościowa identyfikacja obszarów siedliska w latach 2016-2018 przeskalowana następnie w górę do poziomu biogeograficznego. Z uwagi na brak wiedzy na temat obszaru występowania typów siedlisk lądowych poza obszarami siedliska, jak również brak danych niezbędnych do prac rozwojowych, w ocenach pojawia się w wielu przypadkach duża niepewność.

W przypadku 25 z 34 typów niezalesionych siedlisk lądowych ocen struktury i funkcji dokonano w oparciu o

obliczenia w zakresie danych z monitoringu uwzględniające wiele różnych kryteriów. Obliczeń dokonano tu na powierzchniach testowych pochodzących z przynajmniej 2.500 stacji monitorujących tworzących sieć stacji od przeglądu programu w 2011 roku. W przypadku szeregu dynamicznych typów siedlisk przybrzeżnych strukturę i funkcję oceniono ponadto w oparciu o obliczenia w zakresie stanu natury (Fredshavn & Nygaard, 2014) dotyczące zidentyfikowanych obszarów występowania danego typu siedliska, jako że procesy dynamiczne opisuje się w sposób najbardziej optymalny na większą skalę niż w zakresie powierzchni testowych stosowanych w ramach monitoringu. Jeśli chodzi o stan struktury i funkcji szuwarów ze Spartina oparliśmy się na opinii eksperta, a w przypadku skał śródlądowych uznano, że stan jest nieznany z uwagi na brak dokładnych wskaźników w tym zakresie.

W przypadku przedmiotowych 10 typów siedlisk zalesionych oceny struktury i funkcji oparte są o obliczenia danych z monitoringu uwzględniające wiele różnych kryteriów. Obliczeń tych dokonano na powierzchniach testowych pochodzących z 284 stacji monitorujących, które od 2011 roku tworzą sieć stacji.

Obliczeń dotyczących stanu ochrony uwzględniających wiele różnych kryteriów dokonano zarówno w przypadku typów siedlisk niezalesionych jak i zalesionych poprzez:

- Wybór zestawu wskaźników odzwierciedlających najistotniejsze czynniki oddziałujące na poszczególne typy siedlisk. Wskaźniki te wybiera się w miarę możliwości w taki sposób, żeby wzajemnie się uzupełniały i działały w różnych skalach czasowych.
- Określenie kryteriów dla zmierzonych wartości każdego ze wskaźników, w przypadku których dany typ siedliska jest z dużym prawdopodobieństwem odpowiednio w korzystnym i niekorzystnym stanie (złagodzone i zaostrzone kryterium).
- Obliczenia dotyczące tego, czy dana powierzchnia testowa spełnia odpowiednio złagodzone i zaostrzone kryteria dla każdego z wybranych wskaźników dla danego typu siedliska.
- Obliczenia udziału procentowego powierzchni testowych, które spełniają wszystkie złagodzone i wszystkie zaostrzone kryteria, przy zastosowaniu zasady "one out all out". Udział procentowy przekłada się następnie na określony stan struktury i funkcji. Stan danego typu siedliska jest korzystny, kiedy ponad 90 proc. powierzchni testowych spełnia wszystkie złagodzone kryteria (co oznacza, że dany obszar jest w "dobrym stanie"). Stan siedliska jest umiarkowanie niekorzystny, jeśli między 75 a 90 proc. obszaru jest w "dobrym stanie", a zdecydowanie niekorzystny, jeśli poniżej 75 proc. obszaru jest w "dobrym stanie".

Poza końcowymi obliczeniami stanu struktury i funkcji typu siedliska metoda ta pozwala określić, jak duży jest udział procentowy powierzchni testowych, które spełniają zaostrzone i złagodzone kryteria. Zastosowana metoda obliczeń jest przejrzysta i pozwala ocenić, jak wiele brakuje, by stan danego typu siedliska uległ zmianie.

Stan struktury i funkcji uznano za korzystny w przypadku trzech typów siedlisk lądowych, co odpowiada 5 proc. wszystkich ocen. Mowa tu o szuwarach ze Spartina w obu regionach, orodzinności jednorocznej na słonych moczarach w regionie kontynentalnym i równiach pływowych w regionie atlantyckim. Udział procentowy ocen korzystnych jest nieco niższy niż w 2013 r. (9 proc.).

Stan struktury i funkcji uznano za umiarkowanie niekorzystny w przypadku 12 typów siedlisk lądowych, co odpowiada 19 proc. wszystkich ocen. Mowa tu o pasmie nadmorskim porośniętym roślinnością jednoroczną, wydmach białych i wrzosowiskach na wydmach w obu regionach biogeograficznych, pasmie nadmorskim porośniętym roślinnością wieloletnią, wydmach śródlądowych porośniętych żarnowcem miotlastym i bążyną czarną, aktywnych torfowiskach wysokich oraz torfowiskach przejściowych i trzęsawiskach w regionie kontynentalnym oraz roślinności jednorocznej na obszarze słonych moczarów, wydmach porośniętych wierzbą płozącą i pastwiskach na glebie kwaśnej w regionie atlantyckim. Udział procentowy ocen umiarkowanie niekorzystnych jest nieco niższy niż w 2013 r. (23 proc.).

Stan struktury i funkcji uznano za zdecydowanie niekorzystny w przypadku 60 ocen, co odpowiada 74 proc. wszystkich ocen dotyczących 44 typów siedlisk lądowych. Mowa tu o dziesięciu typach siedlisk zalesionych, o klifach i skałach nadmorskich, wydmach szarych/trawiastych wydmach porośniętych rokitnikiem, zagłębieniach wydmowych, wydmach porośniętych jałowcem, trawiastych wydmach śródlądowych, podmokłych i suchych wrzosowiskach,

zagajnikach jałowcowych, pastwiskach na glebie wapiennej, okresowo zalewanych łąkach, zdegradowanych torfowiskach wysokich, obniżeniach na podłożu torfowym z roślinnością ze związku Rhynchosporion, źródliskach wapiennych ze zbiorowiskami i górskich i nizinnych torfowiskach zasadowych o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk w obu regionach. Dotyczy to również roślinności jednorocznej na słonych mokradłach, słonych moczarów, śródlądowych słonych łąk, równi pływowych, wydmy porośniętych wierzbą płozącą, pastwisk na suchych glebach wapienno-piaszczystych, pastwisk na glebach kwaśnych i torfowisk nakredowych w regionie kontynentalnym oraz wałów przybrzeżnych porośniętych roślinnością wieloletnią, wydmy śródlądowych porośniętych żarnowcem miotlastym i bażyną czarną, aktywnych torfowisk wysokich oraz torfowisk przejściowych i trzęsawisk. Udział procentowy zdecydowanie niekorzystnych ocen typów siedlisk lądowych jest nieco wyższy niż miało to miejsce w 2013 roku (kiedy to 68 proc. ocen było zdecydowanie niekorzystnych).

W końcu, stan struktury i funkcji jest nieznany w przypadku przedmiotowych dwóch typów skał śródlądowych, co odpowiada zaledwie 2 proc. wszystkich ocen typów siedlisk lądowych. Mowa tu o tych samych typach siedlisk, których stan określono jako nieznany w sprawozdaniu z 2013 roku.

Zmiany w ocenach stanu struktury i funkcji, które zaszły w czasie od roku 2013 do roku 2019, są związane głównie z ulepszeniami w zakresie bazy danych i metod oceny, jak również z doprecyzowaniem wytycznych Unii Europejskiej dotyczących tego, jak duża część obszaru, na którym występuje dane siedlisko przyrodnicze, musi być w "dobrym stanie", by można było uznać jego stan za korzystny.

I sprawozdaniu określonym w art. 17 ustalono, czy stan struktury i funkcji poszczególnych typów siedlisk jest stabilny, rozwija się w dobrym kierunku lub też można w jego przypadku mówić o regresji, odpowiednio w zakresie całego kraju i w zakresie terenów obejmujących przedmiotowe obszary siedlisk. Udało się zbadać tendencje rozwojowe w przypadku 18 typów niezalesionych siedlisk lądowych i 10 typów siedlisk zalesionych, które były monitorowane w pierwszym okresie realizacji programu (tj. w latach 2004-2010), przy czym nadal brakuje danych na potrzeby analizy pozostałych 16 typów siedlisk niezalesionych.

Przeprowadzone analizy szeregów czasowych wykazały, że istnieje dokumentacja potwierdzająca ogólną regresję w zakresie struktury i funkcji 12 z 18 typów niezalesionych siedlisk lądowych, w przypadku których możliwe było zbadanie zachodzących na przestrzeni czasu zmian. Mowa tu o typach siedlisk, takich jak łąki nadmorskie, wydmy szare/trawiaste, wrzosowiska na wydmach, zagłębienia wydmowe, wydmy porośnięte jałowcem, podmokłe wrzosowiska, suche wrzosowiska, pastwiska na glebach wapiennych, pastwiska na glebach kwaśnych, torfowiska przejściowe i trzęsawiska, źródłiska wapienne ze zbiorowiskami i górskie i nizinne torfowiska zasadowe o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk. W przypadku pięciu typów siedlisk ogólny stan uznano za stabilny. Mowa tu o pastwiskach na suchych glebach wapiennych, okresowo zalewanych łąkach, aktywnych torfowiskach wysokich, obniżeniach na podłożu torfowym z roślinnością ze związku Rhynchosporion i torfowiskach nakredowych. Chociaż nie było możliwości wykazania jasnego i jednoznacznego rozwoju tych typów siedlisk przyrodniczych, wiele wskaźników wygląda coraz gorzej i są podstawy, by zwrócić tu szczególną uwagę na dalszy rozwój. W końcu, dostępnych jest zbyt mało powierzchni testowych ze śródlądowych słonych moczarów, by móc dokonać analizy tendencji rozwojowych, które w związku z tym określono jako nieznane. Rozwój na obszarach siedlisk jest nieco większy w zakresie szeregu badanych wskaźników. Ogólna tendencja wskazuje niemniej jednak nadal na regresję w zakresie struktury i funkcji dziesięciu z niezalesionych typów lądowych siedlisk przyrodniczych, gdzie na terenie całego kraju obserwuje się pogorszenie.

Przeprowadzone analizy szeregów czasowych wykazały istnienie dokumentacji na ogólną regresję w zakresie struktury i funkcji sześciu z dziesięciu zalesionych typów siedlisk przyrodniczych. Mowa tu o acydofilnych lasach bukowych, żyznych buczynach, ciepłolubnych buczynach storczykowych, grądzie subatlantyckim, zagajnikach dębu szypułkowego i lasach, gdzie występują torfowiska. Chociaż istnieją przesłanki, że zalesione wydmy, acydofilne lasy bukowe, gdzie występuje ostrokrzew kolczasty, grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny oraz las jesionowo-olszowy ulegają ciągłym zmianom, nie było możliwości, by wykazać jasnego i jednoznacznego rozwoju w danym okresie, w związku z czym tendencje rozwojowe uznano tu za niepewne. Wszystkie stare stacje leśne pochodzące jeszcze z pierwszego okresu objętego programem położone są w granicach obszarów siedlisk, zatem tendencje rozwojowe są jedynie wyrazem rozwoju na tych obszarach, a nie rozwoju na terenie całego kraju. Nie było możliwości zbadania tendencji rozwojowych w zakresie całego szeregu wskaźników, które monitoruje się tylko raz w każdym okresie objętym programem. Dotyczy to występowania wtrąceń i gnijących partii, ilości pni i dużych drzew, jak również stosunku węgla do azotu i nasycenia zasadowego danej gleby.

Tło, cel i metody

Monitoring typów siedlisk przyrodniczych w ramach programu NOVANA

Głównym celem dyrektywy siedliskowej jest zapewnienie różnorodności biologicznej poprzez ochronę wybranych gatunków i siedlisk przyrodniczych. Celem udokumentowania stanu i rozwoju chronionych gatunków i typów siedlisk przyrodniczych państwa członkowskie mają obowiązek sporządzać co 6 lat sprawozdania ze stanu ochrony w oparciu o program monitoringu.

Program monitoringu typów siedlisk przyrodniczych o nazwie NOVANA ma na celu udokumentowanie stanu i rozwoju w zakresie lądowych typów siedlisk przyrodniczych ujętych w Załączniku I do Dyrektywy Siedliskowej oraz opisanie wzajemnych związków między oddziaływaniami, stanem i rozwojem. Program ten obejmuje dwie części: 1) monitoring lądowych typów siedlisk oparty o kontrole wyrwykowe (monitoring kontrolny) i 2) sporządzenie map ich występowania na wyznaczonych obszarach siedlisk (monitoring operacyjny).

Monitoring kontrolny przeprowadzony został w trzech okresach począwszy od roku 2004 jako część programu NOVANA. W pierwszym okresie (2004-2010) monitoring kontrolny przeprowadzany w ramach programu NOVANA obejmował 18 siedlisk niezalesionych i 10 siedlisk zalesionych z ogółu, tj. 44 typów lądowych siedlisk przyrodniczych, jakie występują w Danii. W zakresie tych 18 niezalesionych typów siedlisk monitoring odbywał się w pierwszym okresie programu w 202 prężnie działających stacjach, które monitorowane były raz do roku, i 763 dużych stacjach, które monitorowane były raz na dany okres. Wspomniane 10 typów siedlisk przyrodniczych monitorowano w okresie 2007-10 raz w roku w 122 stacjach. W drugim (2011-16) i trzecim (2017-2022) okresie objętym programem monitorowane są wszystkie 44 typy lądowych siedlisk przyrodniczych. Sieć stacji rozszerzona została do 2.523 stacji monitorujących na obszarach niezalesionych i 284 stacji na obszarach zalesionych. Tu monitoring typów siedlisk przyrodniczych odbywa się z częstotliwością raz na 6 lat. 965 stacji pochodzących z pierwszego okresu objętego programem monitorowano jednakże w drugim okresie objętym programem co 3 lata.

Monitoring operacyjny (sporządzanie map występowania siedlisk przyrodniczych) obszarów siedlisk ma na celu określenie obszaru oraz powszechności występowania poszczególnych typów siedlisk oraz stworzenie podstaw dla zarządzania typami siedlisk przyrodniczych w Danii w ramach planów ochrony dla obszarów Natura 2000. Sporządzanie map obszarów siedlisk rozpoczęto w latach 2004 do 2005, a kontynuacja tych działań miała miejsce w latach 2006 do 2010 - działania te w całościowym ujęciu dostarczyły pierwszych wyników mapowania. Mapowanie obszarów siedlisk powtórzono w latach 2010 do 2011 dla wszystkich 34 typów niezalesionych siedlisk lądowych oraz w latach 2016 do 2018 dla wszystkich 44 typów siedlisk lądowych.

Tabela 1.1. Sporządzanie map i monitoring wspomnianych 44 typów siedlisk lądowych w trzech pierwszych okresach objętych programem ochrony siedlisk o nazwie NOVANA. Mapy występowania poszczególnych typów siedlisk przyrodniczych na danych obszarach siedlisk sporządzano trzy razy. Pierwszy etap (lata 2004-2006, przy czym obejmujący mapowanie uzupełniające wykonane w latach 2007-2009) dotyczył 18 wybranych typów siedlisk niezalesionych i 10 typów siedlisk zalesionych, podczas gdy drugi etap dotyczył 34 typów siedlisk niezalesionych, a trzeci etap - wszystkich 44 typów siedlisk. Monitoring kontrolny (patrz [strona https://novana.au.dk/typysiedliskprzyrodniczych/monitoringkontrolny/](https://novana.au.dk/typysiedliskprzyrodniczych/monitoringkontrolny/)) obejmował w pierwszym okresie programu (2004-2010) 18 wybranych typów siedlisk niezalesionych, a od roku 2007 kolejne 10 typów siedlisk zalesionych i odbywał się łącznie w 965 stacjach monitorujących. W drugim okresie objętym programem (2011-2016) i trzecim okresie objętym programem (2017-2021) monitoruje się łącznie 34 typy siedlisk niezalesionych i 10 typów siedlisk zalesionych łącznie w 2.807 stacjach monitorujących. W kolumnach dotyczących monitoringu podano, ile razy dane typy siedlisk są monitorowane w poszczególnych okresach programu. Ostatnie dwie kolumny pokazują jakie metody stosowane są w związku z oceną struktury i funkcji. Typy siedlisk oznaczone skrótem "MKM" ocenione zostały w oparciu o dane z monitoringu kontrolnego przeanalizowane metodą uwzględniającą wiele różnych kryteriów, co opisuje rozdział 3.2. Typy siedlisk oznaczone skrótem "E/T" to ekspertyzy oparte o dane z mapowania przeanalizowane zgodnie z systemem oceny stanu ochrony (Pozycja Fredshavn i Nygaard 2014). Symbol "E" oznacza ekspertyzę, a symbol "U" oznacza, że stan ochrony jest w danym przypadku nieznany. Tendencje rozwojowe analizuje się w oparciu o dane z monitoringu kontrolnego, w ramach którego te same powierzchnie testowe monitorowane są przynajmniej trzy razy (oznaczenie "X"), podczas kiedy oznaczenie "-" wskazuje, że szeregi czasowe nie są jeszcze kompletne. * odnosi się do priorytetowego typu siedliska przyrodniczego.

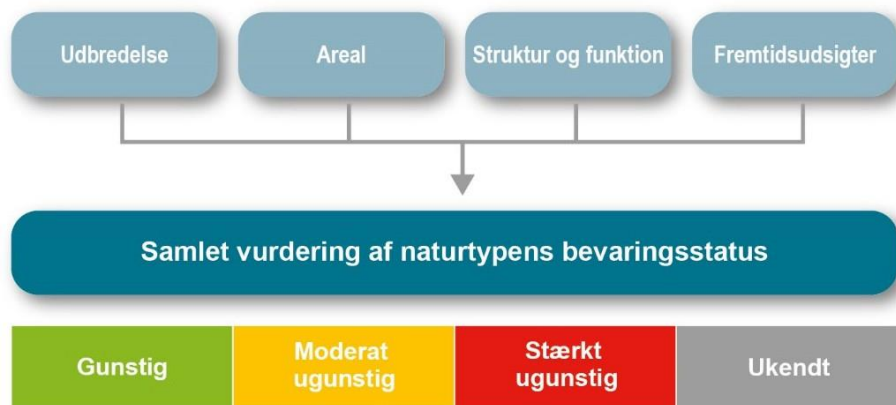
Typ siedliska przyrodniczego		Sporządzanie map			Monitorowanie			Metoda oceny struktury i funkcji	
		2004 - 2006	2010 - 2011	2016 - 2018	2004 - 2010	2011 - 2016	2017 - 2021	Stan	Rozwój
Plaże	i łąki nadmorskie								
1210	Kidzina na brzegu morskim		x	x		1	2	E/T	-
1220	Wieloletnia roślinność kamienistych brzegów		x	x		1	2	E/T	-
1230	Klify na wybrzeżu Bałtyku		x	x		1	2	E/T	-
1310	Śródlądowe błotniste solniska z solirodkiem		x	x		1	2	E/T	-
1320	Szuwary ze Spartina		x	x		1	2	E	-
1330	Solniska nadmorskie	x	x	x	1-7	1-2	1	MKM	X
1340*	Twardowodne oligo- i mezotroficzne zbiorniki wodne z podwodnymi łąkami ramienic Charetea ssp.	x	x	x	1-7	1-2	1	MKM	X
Wydmy nadmorskie									
2110	Inicjalne stadia nadmorskich wydmy białych.		x	x		1	2	E/T	-
2120	Nadmorskie wydmy białe		x	x		1	2	E/T	-
2130*	Nadmorskie wydmy szare/zielone	x	x	x	1-7	1-2	1	MKM	x
2140*	Nadmorskie wrzosowiska bażynowe	x	x	x	1-7	1-2	1	MKM	x
2160	Nadmorskie wydmy z zaroślami		x	x		1	2	MKM	-
2170	Nadmorskie wydmy z zaroślami wierzby		x	x		1	2	MKM	-
2190	Wilgotne zagłębienia międzywydmowe	x	x	x	1-7	1-2		MKM	x
2250*	Zarośla jałowcowe na wydmach	x	x	x	1-7	1-2		MKM	x
Wydmy śródlądowe, wrzosowiska i zagajniki									
2310	Suche napiaskowe wrzosowiska z wrzosem.	x	x	x		1	2	MKM	-
2320	Suche napiaskowe wrzosowiska z wrzosem.	x	x	x		1	2	MKM	-
2330	Wydma śródlądowe z murawami napiaskowymi	x	x	x		1	2	MKM	-
4010	Wilgotne wrzosowiska z wrzoścem bagiennym	x	x	x	1-7	1-2	1	MKM	x
4030	Suche wrzosowiska	x	x	x	1-7	1-2	1	MKM	x
5130	Formacje z jałowcem pospolitym	x	x	x		1	2	MKM	-
Pastwisko i łąka									
6120*	Ciepolubne, śródlądowe murawy	x	x	x	1-7	1-2	1	MKM	x

	napiaskowe								
6210	Murawy kserotermiczne	x	x	x	1-7	1-2	1	MKM	x
6230*	Górskie i niżowe murawy bliźniczkowe	x	x	x	1-7	1-2	1	MKM	x
6410	Zmiennowilgotne łąki trzęślicowe	x	x	x	1-7	1-2	1	MKM	x
Wrzosowiska									
7110*	Torfowiska wysokie z roślinnością torfotwórczą	x	x	x	1-7	1-2	1	MKM	x
7120	Torfowiska wysokie zdegradowane, lecz zdolne do naturalnej i stymulowanej regeneracji	x	x	x		1	2	MKM	-
7140	Torfowiska przejściowe i trzęsawiska	x	x	x	1-7	1-2	1	MKM	x
7150	Obniżenia na podłożu torfowym z roślinnością ze związku Rhynchosporion	x	x	x	1-7	1-2	1	MKM	x
7210*	Torfowiska nakredowe	x	x	x	1-7	1-2	1	MKM	x
7220*	Źródłiska wapienne ze zbiorowiskami	x	x	x	1-7	1-2	1	MKM	x
7230	Górskie i nizinne torfowiska zasadowe o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk	x	x	x	1-7	1-2	1	MKM	x
Skały									
8220	Ściany skalne i urwiska krzemianowe ze zbiorowiskami z Androsacion vandellii		X	x		1	2	U	-
8230	Pionierskie murawy na skałach krzemianowych		X	x		1	2	U	-
Lasy									
2180	Lasy mieszane i bory na wydmach nadmorskich	x		x	4	1-2	1	MKM	x
9110	Kwaśne buczyny	x		x	4	1-2	1	MKM	x
9120	Acydofilne buczyny regionu atlantyckiego z ostrokrzewem	x		x	4	1-2	1	MKM	x
9130	Żyzne buczyny	x		x	4	1-2	1	MKM	x
9150	Ciepłolubne buczyny storczykowe	x		x	4	1-2	1	MKM	x
9160	Grąd subatlantycki	x		x	4	1-2	1	MKM	x
9170	Grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny	x		x	4	1-2	1	MKM	x
9190	Kwaśne dąbrowy	x		x	4	1-2	1	MKM	x
91D0*	Bory i lasy bagienne	x		x	4	1-2	1	MKM	x
91E0*	Łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe	x		x	4	1-2	1	MKM	x

Ocena stanu ochrony

Stan ochrony

Zgodnie z art. 17 Dyrektywy siedliskowej państwa członkowskie zobowiązane są składać co sześć lat sprawozdanie z wdrażania środków podjętych na mocy dyrektywy, w tym wyników monitoringu i oceny stanu ochrony typów siedlisk wymienionych w załączniku I do dyrektywy.



Udbredelse	Powszechność występowania
Areal	Obszar
Struktur og funktion	Struktura i funkcja
Fremtidsudsigter	Widoki na przyszłość
Samlet vurdering af naturtypens bevaringsstatus	Zbiorcza ocena stanu ochrony danego typu siedlisk
Gunstig	Korzystny
Moderat ugunstig	Umiarkowanie niekorzystny
Stærkt ugunstig	Zdecydowanie niekorzystny
Ukendt	Nieznany

Rysunek 2.1. Korzystny stan ochrony określa się w oparciu o zbiorczą ocenę, na którą składają się cztery oceny częściowe

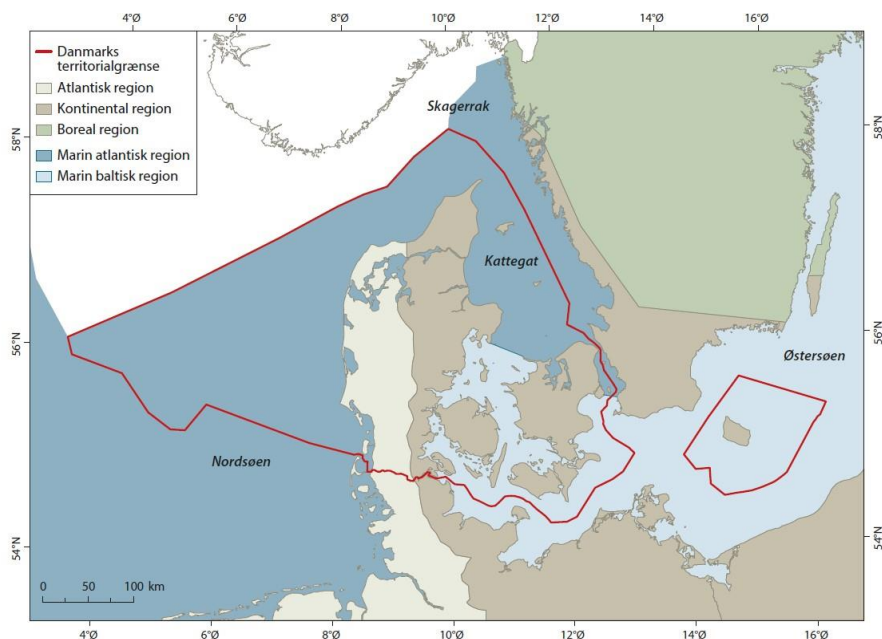
Stan ochrony w rozumieniu Dyrektywy siedliskowej to suma czynników wpływających na dany typ siedliska (Rysunek 2.1). Stan ochrony typu siedliska przyrodniczego uznaje się za „korzystny”, kiedy spełnione są następujące cztery kryteria:

- naturalny *obszar występowania* jest stabilny lub odnotowuje się w jego przypadku postęp, jak również jest wystarczająco duży, żeby zapewnić ochronę danego typu siedliska w pełnym jego zakresie. Zatem korzystnego stanu ochrony np. nadmorskich wrzosowisk bażynowych nie można uzyskać obejmując ochroną wyłącznie typ siedlisk przyrodniczych występujący w północno-zachodniej Jutlandii, gdzie typ ten jest bardzo rozpowszechniony, skoro naturalny obszar występowania wrzosowisk bażynowych obejmuje także Północną Zelandię i wyspę Bornholm.
- *obszary*, na których występuje dany typ siedlisk przyrodniczych, są stabilne lub odnotowuje się w jego przypadku postęp, jak również są wystarczająco duże, żeby zapewnić długofalową ochronę.
- w przypadku przedmiotowych obszarów można mówić o specjalnych *strukturach i funkcjach*, które są warunkiem koniecznym długofalowego utrzymania danego typu siedliska. Przykładowo, w przypadku typu siedliska solnisko nadmorskie ważne jest, żeby na danym obszarze występował naturalny poziom substancji odżywczych, żeby zachodziły tam naturalne procesy hydrologiczne, które przyczyniają się do tworzenia się rowów odwadniających, wałów przybrzeżnych, płycizn przybrzeżnych i solnisk, jak również odbywa się tam wypasanie zwierząt hodowlanych, które pomaga utrzymać niską i rzadką roślinność na terenach solnisk nadmorskich.
- *widoki na przyszłość* (najbliższe 12 lat) dla danego typu siedliska muszą być korzystne.

Komisja opublikowała wytyczne dotyczące oceny przewidzianej w art. 17 za okres od 2013 do 2018 roku (DG Environment 2017). Wytyczne te precyzują i omawiają szczegółowo przewidziane w dyrektywie siedliskowej sposoby dokonywania oceny stanu ochrony poszczególnych typów siedlisk.

Ocena na krajowym poziomie biogeograficznym

Krajowych ocen stanu ochrony dokonuje się w regionach biogeograficznych w poszczególnych państwach członkowskich. W Unii Europejskiej zdefiniowanych jest dziesięć regionów z podziałem na 27 państwa członkowskie. Jeśli chodzi o stały ląd, Dania należy do dwóch regionów biogeograficznych (Rysunek 2.2) i dokonuje się tu oddzielnych ocen stanu oceny typów siedlisk przyrodniczych dla regionu atlantyckiego i kontynentalnego. Spośród przedmiotowych 44 typów siedlisk występujących w środowisku lądowym tylko 7 znajduje się w regionie kontynentalnym, w związku z czym sporządzono 81 ocen stanu ochrony.



Danmarks territorialgrænse	Terytorium Danii
Atlantisk region	Region atlantycki
Kontinental region	Region kontynentalny
Boreal region	Tajga
Marin atlantisk region	Morski region atlantycki
Marin baltisk region	Morski region bałtycki

Rysunek 2.2. Jeśli chodzi o stały ląd, Dania należy do dwóch regionów biogeograficznych, atlantyckiego i kontynentalnego. Na terytorium Danii znajdują się ponadto dwa biogeograficzne obszary morskie, które nie zostały ujęte w przedmiotowym sprawozdaniu.

Powszechność występowania i obszar występowania

Obszar powszechnego występowania danego typu siedliska przyrodniczego to obszar otaczający wszystkie znane lub szacowane miejsca występowania danego typu siedliska. Obszar geograficzny danego typu siedliska to łączny obszar na terenie całego kraju ustalony w oparciu o znane i szacowane miejsca występowania danego typu siedliska.

W związku z obowiązkiem składania sprawozdań wynikającym z art. 17 dokonano obliczeń obszaru powszechnego występowania i obszaru geograficznego 44 typów siedlisk lądowych występujących odpowiednio w rejonie atlantyckim zgodnie z wytycznymi podanymi przez Unię Europejską w związku z ciążącym na państwach członkowskich obowiązkiem składania komisji sprawozdań ze stanu ochrony w roku 2019 (DG Environment 2017).

W sprawozdaniach za rok 2019 obliczeń obszaru powszechnego występowania i obszaru geograficznego dokonano w oparciu o następujące podstawowe dane:

- Powierzchnie testowe objęte monitoringiem kontrolnym dokonany w ramach programu NOVANA (lata 2011-2016) (przy użyciu metod opisanych w pozycji Fredshavn i in. 2018).
- Przedstawione na mapach niezalesione i zalesione typy siedlisk przyrodniczych objęte monitoringiem operacyjnym przeprowadzonym w ramach programu NOVANA na danych obszarach siedlisk (lata 2016-2018) (przy użyciu metod opisanych w pozycji Fredshavn i in. 2016a i 2016b).
- Przedstawione na mapach niezalesione i zalesione typy siedlisk przyrodniczych objęte mapowaniem opartym na kontrolach wyrwykowych wykonany na obszarach siedlisk (lata 2012-2015) (przy użyciu

metod opisanych w pozycji Nygaard i in. 2013)

- Powierzchnie testowe, gdzie udokumentowano występowanie typów siedlisk zalesionych, pochodzące z Duńskich Statystyk Dotyczących Lasów (NFI) za okres 2013-2017 (Nord-Larsen i in. 2018).
- Orientacyjna rejestracja chronionych typów siedlisk przyrodniczych określonych w § 3 z listopada 2018 r.
- Temat w systemie informacji geograficznej (GIS) Rodzaje gleb klasy II występujące w Danii, obejmujący rodzaje gleby występujące na obszarze wału przybrzeżnego (z podziałem na wał przybrzeżny porośnięty roślinnością jednoroczną, 1210, wał przybrzeżny porośnięty roślinnością wieloletnią, 1220) i lotne piaski (w przypadku wydym nadmorskich i śródlądowych).
- Temat w systemie informacji geograficznej (GIS) Rodzaje gleb klasy I występujące w Danii, obejmujący rodzaje gleby piach słonowodny i żwir słonowodny (w przypadku wału przybrzeżnego porośniętego roślinnością jednoroczną, 1210 i wału przybrzeżnego porośniętego roślinnością wieloletnią, 1220), jak również skały o niskiej zasobności w wapń (w przypadku skał śródlądowych 8220/ 30).
- W przypadku klifów nadmorskich i skał (1230): Temat w systemie informacji geograficznej (GIS) dotyczący obszarów o nachyleniu ponad 12 stopni.
- W przypadku szuwarów ze *Spartina* (1320): Mapa powszechnego występowania spartyny pochodząca z Bazy Danych o Gatunkach Inwazyjnych Centralnej i Północnej Europy (NOBANIS) (Nehring & Adersen 2006) oraz powszechność występowania spartyny według Duńskiej Bazy Danych przyrodniczych (<https://daneprzyrodnicze.portalśrodowiskowy.dk/>).
- W przypadku aktywnych torfowisk wysokich (7110): Temat w systemie informacji geograficznej (GIS) dotyczący historii występujących w Danii torfowisk wysokich.
- W przypadku torfowiska nakredowego (7210): Mapa powszechnego występowania kłoci wiechowatej, na której wskazane są torfowiska nakredowe (Vestergaard & Hansen 1989).

Przedmiotowe sprawozdanie zawiera mapę, na której zaznaczony jest obszar występowania każdego z typów siedlisk przyrodniczych, zidentyfikowane tereny i stacje monitorujące z okresu 2011-2018 (rozdział 4.1 – 4.43). Zawiera ono ponadto krótki opis łącznej powierzchni występowania każdego z typów siedlisk na terenie Danii wraz ze wzmianką na temat tego, jak duży udział procentowy danej powierzchni znajduje się w granicach poszczególnych obszarów siedlisk. W oparciu o obliczenia dotyczące powszechności występowania oraz powierzchni występowania dokonano oceny tego, czy powszechność i powierzchnia występowania danego typu siedliska przyrodniczego są wystarczająco duże, by utrzymać dany typ siedliska w jego pełnym zakresie, jak również, czy powierzchnie te są stabilne, odnotowuje się w ich przypadku postęp, czy też regresję.

Na stronie novana.au.dk można znaleźć bardziej szczegółowe opisy, jak również znajdują się na niej tabele dotyczące obszarów występowania poszczególnych typów siedlisk przyrodniczych, łączna zidentyfikowana powierzchnia w granicach poszczególnych obszarów siedlisk, szacunki dotyczące łącznej powierzchni i udziału procentowego tej powierzchni w poszczególnych obszarach siedlisk. Powierzchnie zostały obliczone zarówno dla obu regionów biogeograficznych, jak i dla całego kraju. Wskazane zostały także powierzchnie ujęte w sprawozdaniach przekazanych Unii Europejskiej za lata 2007 i 2013 (oba sprawozdania można znaleźć w sieci EIONET [*Europejska Sieć Informacji i Obserwacji Środowiska*] 2019).

Udział powierzchni poszczególnych typów siedlisk w poszczególnych obszarach siedlisk

Pierwsze sprawozdanie z udziału powierzchni poszczególnych typów siedlisk objęte art. 17 zostało przekazane Unii Europejskiej w 2002 roku i oparte było wyłącznie na opiniach eksperckich. W przypadku sprawozdania objętego art. 17 za rok 2007 w ocenach ujęte zostały dane pochodzące z pierwszego mapowania wykonanego w granicach poszczególnych obszarów siedlisk (okres 2004-2006) dla 18 z 34 typów siedlisk niezalesionych. W zakresie pozostałych 16 typów siedlisk niezalesionych ocen dokonano

ponownie w oparciu o opinie eksperckie. W przypadku 10 typów siedlisk zalesionych ocen dokonano w 2007 roku w oparciu o mapy (lata 2005-2006) terenów objętych ochroną jako rezerваты przyrody występujących w granicach przedmiotowych obszarów siedlisk. W sprawozdaniu z rok 2013 powierzchnie niezalesionych typów siedlisk obliczono w oparciu o drugi etap mapowania (lata 2010-2011) poszczególnych obszarów siedlisk.

W sprawozdaniu za rok 2019 powierzchnie poszczególnych typów siedlisk występujących w granicach poszczególnych obszarów siedlisk obliczono w oparciu o trzeci etap próbkowania zrealizowany w ramach monitoringu operacyjnego stanowiącego część programu NOVANA (lata 2016-2018). Wykorzystano wyłącznie dane oparte o rozgraniczenia obszarów siedlisk z okresu przed dokonaniem regulacji granic i wyznaczeniem nowych obszarów siedlisk w 2018 roku.

Skalowanie w górę do obszaru krajowego

Jako że nie wykonano mapowania dotyczącego występowania poszczególnych typów siedlisk przyrodniczych poza granicami obszarów siedlisk, dokonano skalowania w górę powierzchni mieszczących się w granicach danych obszarów siedlisk przy pomocy szeregu różnych źródeł danych, w przypadku których zakłada się, że są one powiązane z występowaniem poszczególnych typów siedlisk. W ten sposób oszacować można powierzchnie poszczególnych typów siedlisk na poziomie biogeograficznym i krajowym, jak również oszacować można udział procentowy łącznej powierzchni w wyznaczonych ogólnie obszarach siedlisk. Podobne analizy wykonane zostały w latach 2007 i 2013 (Pozycja Nygaard & Ejrnæs 2017).

W przypadku większości typów siedlisk niezalesionych dokonaliśmy podziału obszarów chronionych objętych § 3 między poszczególne obszary siedlisk celem przeskalowania w górę objętej mapowaniem przestrzeni znajdującej się w granicach obszarów siedlisk do opartego na danych pochodzących z bazy danych szacunku dotyczącego łącznego obszaru krajowego. Obliczeń tych dokonano dla typów siedlisk, w przypadku których znaczna część objętego mapowaniem obszaru pokrywa się z obszarami orientacyjnie zarejestrowanymi jako obszary objęte przepisami § 3 Ustawy o ochronie środowiska. Dla przedmiotowych dwóch obszarów biogeograficznych dokonano odrębnych obliczeń.

Dla każdego typu siedliska łączną powierzchnię w każdym z tych dwóch regionów biogeograficznych obliczono korzystając z poniższego wzoru:

$$\text{Powierzchnia} = \Sigma \left(\left(\frac{A_{\text{łaka}}}{B_{\text{łaka}}} \cdot C_{\text{łaka}} \right) + \left(\frac{A_{\text{torfowisko}}}{B_{\text{torfowisko}}} \cdot C_{\text{torfowisko}} \right) + \left(\frac{A_{\text{wrzosowisko}}}{B_{\text{wrzosowisko}}} \cdot C_{\text{wrzosowisko}} \right) \right) \cdot \left(\frac{1}{D_{\text{łaka}} + D_{\text{torfowisko}} + D_{\text{wrzosowisko}}} \right) *$$

- A. Powierzchnia, na której występuje dany typ siedliska przyrodniczego pokrywający się z typem objętym § 3 występującym w granicach przedmiotowych obszarów siedlisk oraz na obszarze powszechnego występowania danego typu siedliska przyrodniczego.
- B. Powierzchnia typu siedliska objętego § 3 na obszarach siedlisk zawierających się w granicach obszaru powszechnego występowania danego typu siedliska przyrodniczego.
- C. Krajowy obszar występowania typu siedliska przyrodniczego objętego przepisami § 3.
- D. Udział powierzchni danego typu siedliska na danych obszarach siedlisk, który pokrywa się z typem siedliska objętym przepisami § 3.

Przy dokonywaniu obliczeń uwzględniono udziały procentowe poszczególnych typów siedlisk w powierzchni objętych mapowaniem wielokątów.

Jako że stan obszarów objętych § 3 jest lepszy na danych obszarach siedlisk niż poza nimi (Pozycja Nygaard i in. 2014), szacuje się, że jedynie niewielka część obszaru objętego § 3 poza granicami obszarów siedlisk spełnia warunki definicji niektórych typów siedlisk przyrodniczych zawartych w Dyrektywie siedliskowej. Zakłada się, że ma to zastosowanie do pastwisk, okresowo zalewanych łąk i torfowisk. W latach 2007 i 2013 przedmiotowy przeskalowany w górę obszar występowania trzech typów pastwisk został zatem zmniejszony o współczynnik 0,9, a powierzchnie poszczególnych rodzajów łąk i torfowisk - o współczynnik 0,85 (Pozycja Nygaard & Ejrnæs 2017). Współczynnik redukcji zastosowany w tych dwóch sprawozdaniach określony został w oparciu o opinie eksperckie.

W 2019 roku wykonano szereg analiz 5-metrowych okręgów objętych monitoringiem kontrolnym przyrody w siedliskach, wykonanym w ramach programu NOVATA, oraz rejestracją pastwisk, łąk i torfowisk zgodnie z § 3, gdzie zgromadzoną podobną dokumentację na skład gatunkowy w granicach 5-metrowego okręgu. Początkowo wyznaczaliśmy 5-metrowe okręgi, w których zgodnie z systemem oceny stanu przyrody stan gatunku jest najgorszy (Pozycja Fredshavn i Ejrnæs 2007). Najmniejszy ich udział odpowiadający udziałowi powierzchni objętej § 3 na obszarach siedlisk, które nie zostały wskazane na mapach jako typ siedliska przyrodniczego w ramach tego samego siedliska głównego typu (np. pastwiska), został w kolejnych analizach pominięty. Jeśli chodzi o pozostałe 5-metrowe okręgi, zbadaliśmy, czy jest różnica w rozmieszczeniu uśrednionych wartości wskaźników Ellenberga w tych dwóch zestawach danych, tj. czy w dalszym ciągu można mówić o przewadze roślinności z zaburzonym bilansem składników odżywczych, roślinności występującej na kwaśnych glebach oraz /lub roślinności odwodnionej na obszarach objętych § 3 względem przyrody charakterystycznej dla danego siedliska. Wyniki tych analiz przyczyniły się do dokonania bardziej zróżnicowanej redukcji w przypadku obszaru, na którym występują dane typy siedlisk przyrodniczych.

W przypadku pastwisk na glebach wapiennych (6210-kserotermiczne i ciepłolubne murawy) analizy wykazały, że udział roślinności występującej na kwaśnych glebach i roślinności z zaburzonym bilansem składników odżywczych był znacznie wyższy na terenie pastwisk chronionych objętych § 3 niż na pastwiskach na glebach wapiennych objętych monitoringiem w ramach programu NOVANA. Udział ten był znacznie wyższy niż 30 proc. powierzchni pastwisk objętej § 3 na obszarach siedlisk, które nie zostały przedstawione na mapach jako typ pastwiska zgodnie z deficytami określonymi w Dyrektywie siedliskowej. Analizy te wskazywały zatem na to, że szacowany obszar krajowy, na którym występują pastwiska na glebach wapiennych (gdzie dokonano przeskalowania w górę w oparciu o pastwiska objęte § 3) należy zredukować o całe 70 proc. Podobne analizy dotyczące ciepłolubnych, śródlądowych muraw napiaskowych (6120), górskich i niżowych muraw bliźniczkowych (6230), zmiennowilgotnych łąk trzęślicowych (6410), obniżen na podłożu torfowym (7150), torfowisk nakredowych (7210) oraz źródlisk wapiennych ze zbiorowiskami *Cratoneurion commutati* (7220) nie przyczyniły się do regulacji szacowanych obszarów krajowych objętych przeskalowaniem w górę dokonany zgodnie z § 3. W zakresie torfowisk przejściowych i trzęsawisk (7140) oraz górskich i nizinnych torfowisk zasadowych o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk (7230) analizy nie spowodowały zmian współczynnika redukcji wynoszącego 0,85 wynikającego z wcześniejszych dwóch sprawozdań.

W przypadku niektórych niezalesionych typów siedlisk przyrodniczych większa część objętego mapowaniem obszaru nie jest objęta orientacyjną rejestracją określoną w § 3. W zakresie wydym nadmorskich założyliśmy zatem, że dane typy siedlisk przyrodniczych są rozpowszechnione w tym samym stopniu w granicach jak i poza granicami obszarów siedlisk, jak również przeskalowaliśmy ten obszar w górę po podziale występujących na terenie nadmorskim (100 m) wałów przybrzeżnych, piasku morskiego lub żwiru morskiego w granicach oraz poza granicami obszarów siedlisk.

Jeśli chodzi o obliczenia dotyczące obszarów krajowych, w przypadku dziewięciu z dziesięciu typów siedlisk przyrodniczych (za wyjątkiem zalesionych wydym) zastosowano stosunek między obliczonymi obszarami leśnymi pochodzącymi z Duńskiej Wielkoobszarowej Inwentaryzacji Stanu Lasu (NFI) odpowiednio w granicach i poza granicami obszarów siedlisk (Tabela 4.20 w opracowaniu Nord-Larsen i in. 2018). Ta sama metoda została zastosowana w sprawozdaniu za rok 2013. Jeśli chodzi o kwaśne buczyny (9110) w okresie 2016 - 2018 dokonano mapowania 2.951 ha w granicach obszarów siedlisk. W oparciu o rejestracje ujęte w inwentaryzacji stanu lasu 934 ha kwaśnych buczyn znajduje się w a 4.679 ha poza granicami obszarów siedlisk. Dlatego też należy ocenić, że obszar krajowy, na którym występuje przedmiotowy typ siedliska przyrodniczego, jest sześć razy większy niż zidentyfikowany obszar odpowiadający łącznej powierzchni 17.706 ha. W przypadku większości typów siedlisk przyrodniczych zastosowany współczynnik redukcji jest taki sam jak w roku 2013. Jeśli chodzi o kwaśne buczyny (9110) oraz łągi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe (91E0) nowe dane pochodzące z opracowania NFI (Nord-Larsen 2018) wskazują tymczasem na to, że mniejsza część obszaru krajowego należy do obszarów siedlisk, i współczynnik skalowania w górę został zwiększony (z 4,6 na 6 dla typu siedliska 9110 i z 3,5 na 6,4 dla typu siedliska 91E0). Przeciwnie, analizy wskazują na to, że większa część obszaru, na którym występuje typ siedliska żyźne buczyny (9130), rozciąga się poza granicami obszarów siedlisk, i tu współczynnik skalowania w górę zmieniono z 8,5 na 6,9.

Od czasu sporządzenia sprawozdania objętego art. 17 dotyczącego powierzchni występowania poszczególnych typów siedlisk przyrodniczych za 2013 rok udało się stworzyć lepszą bazę informacji na potrzeby obliczeń. Dokonano krajowej aktualizacji orientacyjnej rejestracji objętej § 3, która przyczyniła się do rzetelniejszego mapowania objętych ochroną obszarów przyrodniczych w Danii (Pozycja Nygaard i in. 2016), jak również dokonano drobnych zmian w zakresie skalowania szeregu typów siedlisk przyrodniczych w górę do obszarów krajowych. Ponadto nowe mapy (2016-18) przedmiotowych obszarów przyrodniczych doprowadziły do istotnych zmian w powierzchni niektórych typów siedlisk (patrz strona novana.au.dk), przy czym nie można traktować tego jako wyraz rzeczywistych zmian. Przykładowo, bardziej szczegółowe mapowanie dotyczące wyspy Saltholm przyczyniło się do zwiększenia powierzchni występowania śródlądowych błotnistych solnisk z solirodkiem (1310) o całe 450 ha, co oznacza niemalże podwojenie łącznej powierzchni. Podobnie, powierzchnia występowania typu siedliska Szuwary ze Spartina (1320) zmniejszyła się o 70 proc. w okresie od drugiego do trzeciego etapu mapowania, co związane jest głównie z bardziej szczegółowym mapowaniem obszaru Morza Wattowego.

Stan pokrycia obszaru

Pokrycie obszaru poszczególnych typów siedlisk oceniono pod względem właściwej referencyjnej powierzchni siedliska (Favorable Reference Area, FRA), tj. powierzchni niezbędnej celem utrzymania danego typu siedliska w dłuższej perspektywie w pełnym jego zakresie (DG Environment 2017). Zgodnie z wytycznymi właściwa referencyjna powierzchnia siedliska powinna odpowiadać przynajmniej obszarowi występowania danego typu siedliska w chwili wejścia w życie dyrektywy (1994). W związku z brakiem danych dotyczących pokrycia obszaru w okresie przed pierwszym etapem mapowania w latach 2004-2006 w przypadku większości typów siedlisk oceniono, że obszar referencyjny odpowiada obszarowi poddanemu obserwacji, w związku z czym stan danego obszaru jest korzystny, o ile na obszarze tym nie odnotowano istotnej regresji (ponad 1 proc. rocznie w okresie objętym sprawozdaniem). Tam, gdzie oceniono, że obszar referencyjny jest maksymalnie o 10 procent większy niż obszar poddany obserwacji, stan jest umiarkowanie niekorzystny, a w przypadku oceny, iż obszar referencyjny jest o 10 procent większy niż obszar objęty obserwacją, bądź że na danym obszarze odnotowano istotną regresję, stan będzie zdecydowanie niekorzystny.

Obszar rozmieszczenia poszczególnych typów siedlisk przyrodniczych

W pierwszym sprawozdaniu objętym art. 17, które zostało złożone w 2001 roku, obszary powszechnego występowania określono wyłącznie w oparciu o opinie eksperckie. W roku 2007 w obliczeniach dotyczących terenów występowania poszczególnych siedlisk przyrodniczych uwzględniono dane pochodzące z pierwszego mapowania obszarów siedlisk oraz częściowo z sieci stacji z pierwszego okresu objętego programem (2004-2006) zajmujących się monitoringiem 18 niezalesionych typów siedlisk. Rozmieszczenie pozostałych 16 niezalesionych typów siedlisk oceniono po raz kolejny w oparciu o opinie eksperckie. Sprawozdanie za 2013 rok sporządzone zostało w oparciu o dostępne dane z bazy danych dla wszystkich typów siedlisk, a w zakresie 34 niezalesionych typów siedlisk dodatkowo w oparciu o nowe dane pochodzące z drugiego etapu mapowania (2010-2011) obszarów siedlisk i uwzględniono tu wszystkie stacje monitorujące z pierwszego okresu objętego programem. Jeśli chodzi o lasy, uwzględniono ponadto wiedzę na temat występowania poszczególnych siedlisk przyrodniczych zaczerpniętą z Duńskiej Wielkoobszarowej Inwentaryzacji Stanu Lasu (NFI). W dwóch sprawozdaniach, odpowiednio z 2007 i 2013 roku, przedstawiono udokumentowane tereny występowania wraz z opiniami ekspertów dotyczącymi warunków ekologicznych niezbędnych do występowania danego typu siedliska oraz rozprzestrzeniania się gatunków charakterystycznych (patrz pozycja Nygaard & Ejrnæs 2017).

W raporcie za rok 2019 tereny występowania niezalesionych typów siedlisk obliczono w oparciu o udokumentowane przypadki występowania pochodzące z trzeciego etapu mapowania terenów leżących w granicach obszarów siedlisk (2016-2018), mapowania opartego o kontrolę wyrówkową terenów leżących poza obszarami siedlisk w związku z rozszerzeniem sieci stacji (2012-2015), stacje monitorujące z drugiego okresu objętego programem (2011-2016) oraz powierzchnie testowe z Duńskiej Wielkoobszarowej Inwentaryzacji Stanu Lasu (2013-2017). W przypadku niewielu typów siedlisk (przykładowo śródlądowych słonych łąk, pastwisk i szuwarów) wszystkie tereny występowania są znane, a obszar powszechnego występowania można obliczyć bezpośrednio w oparciu o dane. Natomiast w zakresie

większości typów siedlisk aktualna wiedza o obszarach występowania poza granicami obszarów siedlisk jest niepełna, a obszar powszechnego występowania określono tuw oparciu o połączenie udokumentowanych terenów występowania z opiniami ekspertów. Przykładowo, obszar powszechnego występowania wydm nadmorskich zdefiniowano w przypadku znanych terenów występowania tych 6 typów siedlisk charakterystycznych dla wydm nadmorskich i terenu występowania lotnych piasków na odcinku 5 km w głąb lądu. Odpowiednio, ocena powszechnego obszaru występowania typu siedliska torfowiska nakredowe (7210) bazuje na udokumentowanych terenach występowania ustalonych w oparciu o państwowe dane z mapowania i dane z monitoringów oraz gminne rejestracje objęte § 3, jak również mapy pochodzące z Duńskiego Badania Topograficzno-Botanicznego (TBU) dotyczącego powszechnego obszaru występowania kłoci wiechowatej. Na stronie novana.au.dk zamieszczony jest opis bazy informacyjnej na potrzeby obliczeń dotyczących rozmieszczenia typów siedlisk.

Celem ujednolicenia sprawozdań państw członkowskich *European Topic Centre on Biological Diversity* [Europejskie Centrum Tematyczne ds. Różnorodności Biologicznej] opracowało specjalne "range tool" [narzędzie służące do określania zasięgu występowania siedlisk przyrodniczych] umożliwiające obliczanie obszaru występowania poszczególnych siedlisk przyrodniczych (DG Environment 2017). W oparciu o 10 km-kwadraty obejmujące znane i potencjalne obszary występowania typów siedlisk, narzędzie to identyfikuje te obszary, jak również pośrednie kwadraty siatki modułowej, jako łączny obszar występowania. Jeśli poszczególne siedliska rozmieszczone są w odległości ponad 40 km od siebie, obszar występowania zostaje podzielony. Metoda ta nie ulega zmianie od czasu sprawozdania za rok 2013.

Stan ochrony na obszarze występowania

Dla każdego typu siedlisk obliczony obszar występowania oceniono pod względem właściwej referencyjnej powierzchni siedliska (Favorable Reference Range, FRR), tj. niezbędnego obszaru występowania do utrzymania danego typu siedliska w pełnym jego zakresie. Zgodnie z wytycznymi właściwa referencyjna powierzchnia siedliska powinna odpowiadać przynajmniej obszarowi występowania danego typu siedliska w chwili wejścia w życie dyrektywy (1994). Z uwagi na brak danych w zakresie obszaru występowania poszczególnych typów siedlisk oceniono, że właściwa referencyjna powierzchnia siedliska odpowiada obserwowanemu obszarowi występowania, co oznacza, że stan ochrony na danym obszarze występowania jest korzystny, o ile nie odnotowano istotnej redukcji wielkości tego obszaru wynoszącej ponad 1% rocznie w okresie sprawozdawczym. Tam, gdzie oceniono, że obszar referencyjny jest maksymalnie o 10 procent większy niż obszar poddany obserwacji, stan ochrony jest umiarkowanie niekorzystny, a w przypadku oceny, iż obszar referencyjny jest o 10 procent większy, lub gdy odnotowano istotną redukcję wielkości tego obszaru, stan ochrony na obszarze siedliska jest zdecydowanie niekorzystny.

Czynniki oddziałujące

W ramach sprawozdawczości unijnej ocenia się, jakie czynniki miały wpływ na stan i rozwój danych typów siedlisk przyrodniczych na przestrzeni ostatnich 6 lat. Agencja Ochrony Środowiska oceniła następnie, czy można spodziewać się, że przedmiotowe czynniki oddziałujące będą stanowić zagrożenie dla danych typów siedlisk na przestrzeni kolejnych 12 lat, bądź czy przedsięwzięto odpowiednie środki zarządzania, w związku z którymi można spodziewać się, że będą one przeciwdziałać przedmiotowym czynnikom oddziałującym.

Czynniki oddziałujące określone zostały w oparciu o hierarchicznie skonstruowany wykaz przekazany przez *Europejską Sieć Informacji i Obserwacji Środowiska* (EIONET 2018). Czynniki oddziałujące obejmują 221 kategorii podzielonych na 14 źródeł: rolnictwo, leśnictwo, inne wykorzystanie zasobów biologicznych, wykorzystanie zasobów, wytwarzanie energii, transport, infrastruktura, działania wojskowe, gatunki inwazyjne, zanieczyszczenie, zmiany hydrologiczne, procesy naturalne, klęski żywiołowe i zmiany klimatyczne.

Czynniki oddziałujące są uszeregowane hierarchicznie zależnie od ich znaczenia dla danego typu siedliska przyrodniczego. Istotne oddziaływanie / znaczenie (H) odnosi się do czynników, które mają istotny bezpośredni wpływ na stan i rozwój danego typu siedliska przyrodniczego, bądź oddziałują w znacznej części łącznego obszaru. Średnie oddziaływanie / znaczenie (M) odnosi się do czynników, które

mają średni bezpośredni lub pośredni wpływ na stan i rozwój danego typu siedliska przyrodniczego oraz / lub oddziałują w umiarkowanie dużej części łącznego obszaru bądź w skali regionalnej.

W przeciwieństwie do sprawozdania za 2013 rok nie wskazano czynników charakteryzujących się niskim oddziaływaniem (DG Environment 2017). Zgodnie z wytycznymi unijnymi można wskazać maksymalnie 10 czynników oddziałujących dla każdego typu siedliska przyrodniczego, w tym maksymalnie 5 charakteryzujących się istotnym oddziaływaniem.

W wykazie czynników oddziałujących zaszły znaczące zmiany od czasu sporządzenia sprawozdania za rok 2013. W przypadku niektórych typów siedlisk nowy podział oznaczał, że pojawiło się znacznie więcej czynników oddziałujących. Dotyczy to przykładowo lasów, gdzie czynnik oddziałujący "leśnictwo" ujęty w wykazie z 2013 roku podzielony został na wycinkę drzew, usuwanie drewna posuszowego i chorych drzew, obalanie dużych drzew, przerzedzanie roślinności, przekształcanie lasu i in. Nie można zatem bezpośrednio porównać ze sobą ilości czynników oddziałujących wymienionych w tych dwóch sprawozdaniach.

Struktura i funkcja

Korzystny stan ochrony wymaga obecności szeregu specjalnych struktur i funkcji tworzących siedliska gatunków typowych dla danego typu siedliska przyrodniczego i zapewniających jego utrzymanie w dłuższej perspektywie czasowej.

Struktury poszczególnych typów siedlisk przyrodniczych mogą wyrażać się składem gatunkowym roślin (np. ilością gatunków wrażliwych), allelem dominującym między poszczególnymi gatunkami i grupami gatunków (np. trawy i półkrzewy), strukturą wiekową (np. obecnością starych drzew), wysokością roślin, pokryciem roślin drzewiastych, rozmieszczeniem form życia (np. udziałem gatunków jednorocznych), występowaniem drewna posuszowego, wtrąceń i zgniłych partii żyjących drzew oraz parametrami abiotycznymi, takimi jak kwasowość lub dostępność substancji odżywczych. Odpowiednio, wypasanie zwierząt hodowlanych, erozja, osady piaszkowe, pożary, oddziaływanie wód gruntowych, powodzie, wpływ zasolenia i fragmentaryzacja (wraz ze zwiększeniem się odległości rozproszenia) stanowią ważne procesy (lub funkcje) dla przedmiotowych typów siedlisk. Przedmiotowe struktury i funkcje mogą różnić się znacznie pomiędzy oraz w obrębie poszczególnych typów siedlisk.

W wytycznych unijnych do sprawozdania objętego art. 17 brakuje stałych wytycznych dotyczących tego, w jaki sposób należy oceniać strukturę i funkcję poszczególnych typów siedlisk przyrodniczych (DG Environment 2017).

"Interpretation Manual of European Union Habitats" to oficjalny podręcznik Unii Europejskiej zawierający wskazówki dotyczące interpretacji typów siedlisk przyrodniczych ujętych w Załączniku I do Dyrektywy siedliskowej (DG Environment 2013), podczas gdy duńskie wskazówki Agencji Ochrony Środowiska znajdują się na stronie internetowej (<https://mst.dk/media/128611/opisysiedlisk-2016-wer-105.pdf>). Wiele typów siedlisk przyrodniczych zdefiniowano jako wyznaczone jednostki florystyczne o określonym składzie gatunkowym (np. kserotermiczne i ciepłolubne murawy oraz górskie i nizinne torfowiska zasadowe o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk), podczas kiedy inne zdefiniowano w oparciu o połączenie geomorfologii, hydrologii, chemii gleby, struktury wegetacyjnej lub zagospodarowania przestrzennego gruntów. W przypadku wielu typów siedlisk przyrodniczych trudno jest zatem znaleźć wskaźniki uwzględniające pełny naturalny zakres siedliska. Dotyczy to przykładowo typu siedliska solniska nadmorskie (1330) zdefiniowanego jako zarówno łąki nadmorskie porośnięte niską trawą i faktyczne szuwały mozgi trzcinowatej, co powoduje, że trudno jest przyjąć za wskaźnik strukturę wegetacyjną. Cały szereg typów siedlisk przyrodniczych, takich jak wilgotne zagłębienia międzywydmowe (2190) oraz torfowiska przejściowe i trzęsawiska (7140), obejmują wiele różnych zbiorowisk roślinnych (Pozycja Ejrnæs i in. 2009), co powoduje, że trudno jest znaleźć wskaźniki, które dopuszczają naturalne zróżnicowanie struktury wegetacyjnej i składu gatunkowego roślin.

Gatunki typowe

Zgodnie z Dyrektywą siedliskową państwa członkowskie mają obowiązek sporządzać listy "gatunków typowych" (typical species), które należy uwzględnić w ocenie stanu struktury i funkcji poszczególnych typów siedlisk. Gatunki typowe wyznaczać należy jako reprezentatywne dla najbardziej zagrożonych gatunków w poszczególnych typach siedlisk przyrodniczych i jeśli sytuacja tychże gatunków jest dobra, stanowi to solidny wskaźnik, że struktury i funkcje danych typów siedlisk działają prawidłowo. W wytycznych gatunki typowe opisane zostały między innymi jako gatunki szczególnie wrażliwe na pogorszenie się warunków ekologicznych, które pełnią rolę wskaźników "wczesnego ostrzegania".

Podczas, gdy można przyjąć, że istnieje znaczna niepewność co do optymalnego stanu i naturalnego zakresu struktur i funkcji, rozwój w zakresie odpowiednio wybranych gatunków typowych będzie dobrze odzwierciedlał to, czy sytuacja danego typu siedliska przyrodniczego wygląda dobrze, czy też nie. Jednocześnie, dane dotyczące gatunków typowych będą łatwiejsze do przedstawienia opinii publicznej niż dane dotyczące zawartości azotu w główkach roślin lub wartości wskaźników Ellenberga. Ważne jest naturalnie, by wybierać gatunki typowe, o których można uzyskać informacje – bądź z monitoringu wykonanego w ramach programu NOVANA bądź z innych źródeł danych. Z drugiej strony ważne jest też, by wybrać taki zestaw gatunków typowych, które w sposób rzetelny reprezentują zagrożoną różnorodność biologiczną danego typu siedliska.

Dania nie sporządziła jeszcze list gatunków typowych, w związku z czym nie zostały one ujęte w ocenie stanu ochrony typów siedlisk przyrodniczych z 2019 roku.

Perspektywy ochrony

Widoki na przyszłość to ocena prognozowanego rozwoju poszczególnych typów siedlisk na przestrzeni najbliższych 12 lat. Oceny dokonano przy uwzględnieniu obecnych czynników oddziałujących oraz prognozowanych efektów środków zarządzania, które przedsięwzięto na przestrzeni ostatnich 6 lat celem poprawy stanu poszczególnych typów siedlisk. Oceny dokonała Duńska Agencja ds. Ochrony Środowiska i można się z nią zapoznać w pozycji Fredshavn i in. (2019).

Całościowa ocena stanu ochrony

Stan ochrony to całościowa ocena dokonana na podstawie czterech podstawowych ocen stanu rozmieszczenia, powierzchni występowania, struktury i funkcji jak również widoków na przyszłość. Jeśli cztery oceny są korzystne, bądź trzy korzystne, a jedna nieznana, łączny stan ochrony uznaje się za korzystny. Jeśli chociaż jedna z ocen częściowych jest zdecydowanie niekorzystna, stan ochrony będzie zdecydowanie niekorzystny. Jeśli jedna lub kilka ocen częściowych są niekorzystne, i żadna nie jest zdecydowanie niekorzystna, stan ochrony będzie umiarkowanie niekorzystny, natomiast w pozostałych przypadkach stan ochrony jest nieznan. Ostatecznej oceny stanu ochrony dokonano zatem w oparciu o poszczególne oceny częściowe i można się z nią zapoznać w pozycji Fredshavn i in. (2019).

Metody dokonywania oceny parametru struktura i funkcje

Baza informacji

Ocena struktury i funkcji poszczególnych typów siedlisk opiera się na danych pochodzących z monitoringu kontrolnego przeprowadzonego w ramach programu NO-VANA w latach 2004-2016 oraz sporządzonych mapach typów siedlisk lądowych występujących w granicach obszarów siedlisk od 2016 do 2018 roku i obejmuje ona trzy typy analizy danych:

Dla 25 niezalesionych i 10 zalesionych typów siedlisk przyrodniczych (patrz Tabela 1.1) analizy stanu obecnego wykonano metodą uwzględniającą wiele różnych kryteriów (patrz rozdział 3.2 omawiający metodę wykonywania obliczeń uwzględniających wiele różnych kryteriów). W przypadku stacji monitorujących, w których dokonano więcej niż jednej rejestracji tej samej powierzchni samego pola testowego, analiz stanu dokonano w zakresie najnowszych rejestracji.

W przypadku 18 niezalesionych i 10 zalesionych typów siedlisk przyrodniczych, które były monitorowane od pierwszego okresu objętego programem zbadaliśmy również, czy w okresie 2004-2016 monitorowane wskaźniki były stabilne, czy też odnotowano w nich postęp bądź regresję, (patrz rozdział 3.3 dotyczący tendencji rozwojowych). Wykonane analizy tendencji rozwojowych opierają się na danych pochodzących z 963 stacji monitorujących, które zostały włączone do programu w pierwszym okresie.

W przypadku szeregu typów siedlisk przyrodniczych opisano struktury i funkcje, które warunkują korzystny stan, najlepiej w większej skali niż powierzchnie testowe stosowane w związku z monitoringiem kontrolnym. Dotyczy to najbardziej dynamicznych typów siedlisk nadmorskich, takich jak wały przybrzeżne (1210 i 1220), klify na wybrzeżu Bałtyku (1230), śródlądowe błotniste solniska z solirodkiem (1310) oraz inicjalne stadia nadmorskich wydmy białych (2110) i nadmorskie wydmy białe (2120). Tu strukturę i funkcję poddano ocenie eksperckiej dokonanej w oparciu o dane z pochodzące z ostatniego mapowania obszarów siedlisk (2016-2018), po dokonaniu analizy bazującej na systemie oceny stanu (pozycja Fredshavn i Nygaard 2014).

Metoda dokonywania obliczeń uwzględniających wiele różnych kryteriów

Wybór wskaźników struktury i funkcji

W ramach programu NOVANA dokonano pomiarów całego szeregu wskaźników dotyczących struktury i składu gatunkowego roślinności, jak również uwarunkowań fizykochemicznych w glebie, wodzie i biomase (patrz zestawienie na stronie <https://novana.au.dk/typysiedliskprzyrodniczych/monitoringkontrolny/wskaźniki/>). Dla każdego

~~każdego~~ typu siedlisk wybrano odpowiednie wskaźniki, żeby:

- *odzwierciedlały one najistotniejsze czynniki oddziałujące w przypadku poszczególnych typów siedlisk przyrodniczych.* Przykładowo, najistotniejsze czynniki w przypadku typu siedlisk górskie i nizinne torfowiska zasadowe o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk (7230) to odpowiednio zaprzestanie wypasania zwierząt hodowlanych i zaburzony bilans składników odżywczych. Wybrane wskaźniki oceny stanu obejmują zatem wysokość roślin i pokrycie roślin drzewiastych, by odzwierciedlić zakres naturalnych zaburzeń (np. wypasania), wartości wskaźników Ellenberga obliczone w oparciu o skład gatunkowy, by odzwierciedlić zaburzenia bilansu składników odżywczych, oraz ilość gatunków wrażliwych odzwierciedlająca stopień eutrofizacji zachodzącej w miarę upływu czasu.
- *wzajemnie się dopełniały lub działają w różnych skalach czasowych.* W procesie selekcji staraliśmy się wybierać wskaźniki, które wzajemnie się dopełniają, by uwzględnić możliwie jak najwięcej czynników oddziałujących mających znaczenie dla struktury i funkcji poszczególnych typów siedlisk przyrodniczych. Mogą to być zatem zarówno czynniki biologiczne i hydrologiczne jak i czynniki biogeochemiczne. Mogą ponadto wystąpić istotne przesunięcia czasowe między zmianami w zakresie danego czynnika oddziałującego a następującą w konsekwencji zmianą w zakresie składu gatunkowego na danym obszarze, w szczególności w przypadku typów siedlisk z przewagą gatunków długo żyjących. Przykładowo, spodziewana redukcja w zakresie lokalnej puli gatunkowej pofragmentacji ma często miejsce dopiero po kilku

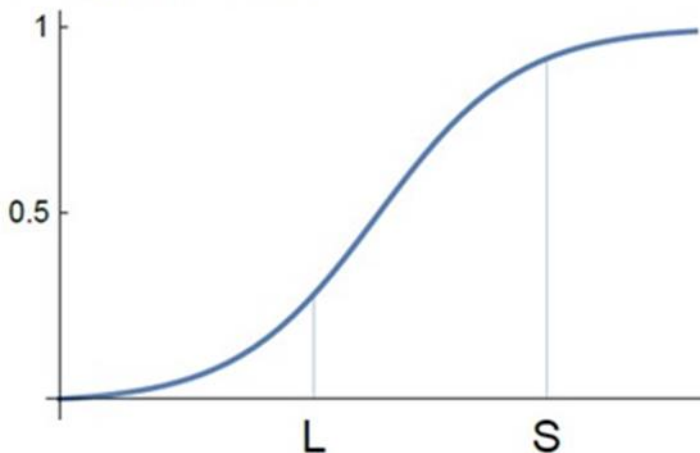
latach (pozycja Vellend i in. 2006). By móc zarejestrować taki "dług wyginiecia" ważne jest zatem, by wybrane wskaźniki pozwalały na pomiar zmian w różnych skalach czasowych, jak również by nie wybierać wyłącznie wskaźników gatunkowych.

- pozwalają na dokonanie pomiaru *koniecznego, ale nie wystarczającego warunku* korzystnego stanu ochrony. Oznacza to, że poszczególne wskaźniki są istotne i niezbędne, przy czym same w sobie nie są wystarczające, by można dokonać oceny stanu struktury i funkcji. Przykładowo, nie wystarczy, że spełnione zostaną wartości graniczne w zakresie kwasowości gleby, jeśli skład gatunkowy lub stopień zanieczyszczenia jest w stanie niekorzystnym (pozycja Damgaard i in. 2019).

Tabela 3.2 pokazuje wybrane wskaźniki struktury i funkcji poszczególnych typów siedlisk przyrodniczych, które odzwierciedlają skład gatunkowy roślinności, strukturę wegetacyjną, stan odżywienia i hydrologię.

Stosowaliśmy w miarę możliwości te same wskaźniki co w sprawozdaniu z 2013 roku (pozycja Nygaard i in. 2014). Nowa wiedza oraz zmiany w zakresie wskaźników zastosowanych w programie monitoringu doprowadziły tymczasem do tego, że niektóre wskaźniki zostały pominięte (np. zawartość fosforu w glebie), podczas gdy inne zostały ujęte w analizach (np. zawartość azotu w liściach w siedliskach źródłiska wapienne ze zbiorowiskami i górskie i nizinne torfowiska zasadowe o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk). Postanowiliśmy uwzględnić wskaźniki rozmieszczenia /liczby gatunków inwazyjnych, jak również pokryciawysoką roślinnością drzewiastą w przypadku wszystkich typów niezalesionych siedlisk lądowych. Niektóre wskaźniki obliczono w inny sposób niż w 2013 roku. Dotyczy to przykładowo wilgotnych wrzosowisk z wrzoścem bagiennym (4010), gdzie odeszliśmy od procentowego pokrycia powierzchni testowych na rzecz rozmieszczenia w oparciu o dane ze stacji monitorujących. Liczba gatunków wskaźnikowych nie stanowi w analizach z 2019 roku odrębnego wskaźnika, ale użyliśmy jej razem z liczbą gatunków, w przypadku których wynik gatunkowy [*species score*] wynosi ponad odpowiednio 4 i 6 (gatunki wrażliwe i gatunki wysoce wrażliwe), por. z pozycją Fredshavn i Ejrnæs 2007), do określenia wartości granicznych właściwego stanu ochrony (patrz rozdział 3.2.2.).

P (god bevaringstilstand)



Rysunek 3.2. Zaostrzone (ZA) i złagodzone (ZŁ) kryteria w zakresie wskaźników określone zostały w oparciu o dostępną wiedzę oraz związki między poszczególnymi wskaźnikami a prawdopodobieństwem występowania właściwego stanu ochrony. Istnieje duże prawdopodobieństwo, że stan ochrony na powierzchniach testowych spełniających zaostrzone kryterium w zakresie danego wskaźnika, będzie korzystny. Jak również istnieje duże prawdopodobieństwo, że stan ochrony na powierzchniach testowych, które nie spełniają złagodzonego kryterium w zakresie danego wskaźnika, będzie niekorzystny.

Tabela 3.2. Zestawienie wskaźników ujętych w ocenie struktury i funkcji poszczególnych typów siedlisk przyrodniczych. Dla każdego wskaźnika wskazano, w zakresie jakich typów siedlisk oceniono dany wskaźnik, czy wartości te obliczono na poziomie puli, czy też na poziomie stacji, jak również wskazano odpowiednio zaostrzone i złagodzone kryterium dla danego wskaźnika.

Kierunek wskazuje na to, czy wartości właściwego stanu ochrony są wyższe lub niższe niż wartości graniczne.

Wskaźnik	Typ siedliska przyrodniczego	Poziom	Kierunek	Zaostrzone	Złagodzone
Skład gatunkowy					
Pokrycie traw (%)	7110, 7120	Stacja	<	1	5

Występowanie wrzosieńca bagiennego (%)	4010	Stacja	>	40	20
Owadopylne gatunki roślin drzewiastych (ilość na 5 m-okrąg)	2180	stacja	>	2,5	1,5
	9110, 9120	stacja	>	2,0	1,5
	9130, 9150, 9160, 9170, 9190, 91D0, 91E0	stacja	>	3,0	1,5
Leśne gatunki wskaźnikowe (ilość na 15 m-okrąg)	9998	stacja	>	1,0	0,5
	9160, 9170, 9190, 91E0	stacja	>	2,0	1,0
	9110, 9120, 9130, 9150	stacja	>	3,0	1,5
Pokrycie gatunków inwazyjnych (%)	wszystkie niezalesione	stacja	<	2,0	5,0
Struktura wegetacyjna					
Pokrycie wysokich roślin drzewiastych (%)	7110, 7120	stacja	<	1	3
	1330, 1340, 2130, 2310, 2320, 2330, 6120, 7150	stacja	<	5	10
	2140, 2190, 4010, 4030, 6210, 6230, 6410, 7140, 7210, 7230	stacja	<	15	25
	2170	stacja	<	20	40
	2160, 2250	stacja	<	60	80
	5130	stacja	<	80	90
	2310, 7150	powierzchnia testowa	<	15	20
Wysokość roślin	1340	powierzchnia testowa	<	20	50
	2130	powierzchnia testowa	<	20	30
	6120, 6210, 6230	powierzchnia testowa	<	20	40
	6410, 7230	powierzchnia testowa	<	35	50
	7220	powierzchnia testowa	<	50	80
	7210	powierzchnia testowa	<	100	150
Pokrycie gleby odkrytej (%)	6120	stacja	>	15	10
Struktura lasu					
Drewno posuszowe (m ³ na ha)	2180	stacja	>	5	2
	9150, 9170, 9190, 91D0	stacja	>	30	10
	9110, 9120, 9160, 91E0	stacja	>	45	15
	9130	stacja	>	50	20
Duże drzewa rodzime (ilość na ha)	9110, 9120, 9130, 9150, 9160, 9170, 9190, 91D0, 91E0	stacja	>	7,0	3,5
Drzewa z wtrąceniami i zgniłymi partiami (ilość na 15 m-okrąg)	2180, 9130, 9160	stacja	>	3	1
	9110, 9120, 9150, 9170, 9190, 91D0, 91E0	stacja	>	5	2
Żywność					
Stosunek węgla do azotu	4030	powierzchnia testowa	>	30	20
Wartości wskaźników Ellenberga	4010, 7150	powierzchnia testowa	<	1,8	2,2
	2140, 2250, 2310, 2320, 2330, 4030	powierzchnia testowa	<	2,8	3,2
Wartość wskaźnika odżywienia Ellenberga	6120	powierzchnia testowa	<	0,6	0,7
	6210	powierzchnia testowa	<	0,65	0,75

	6230, 7140, 7230, 2130, 2190	powierzchnia testowa	<	0,7	0,8
	6410	powierzchnia testowa	<	0,75	0,8
	1340, 7210, 7220, 2170	powierzchnia testowa	<	0,75	0,85
	1330	powierzchnia testowa	<	0,8	0,85
	2160, 5130	powierzchnia testowa	<	0,85	0,95
Zawartość azotu w półkrzewach (%)	4030	powierzchnia testowa	<	1,4	1,8
	2140, 4010	powierzchnia testowa	<	1,4	1,6
Zawartość azotu w mchu (%)	7220, 7230	powierzchnia testowa	<	1,5	2,0
Zawartość azotu w torfowcach (%)	7110, 7120	powierzchnia testowa	<	1,1	1,3
wartość pH gleby	2250, 2310, 2320, 2330, 4030, 5130, 7150	powierzchnia testowa	>	3,3	3,0
wartość pH wody	4010	powierzchnia testowa	>	4,3	4,0
Hydrologia					
Wartość wskaźnika wilgotności Ellenberga	91D0, 91E0	powierzchnia testowa	>	7,0	6,5

Określanie wartości granicznych

Dla każdego ze wskaźników określa się wartości (kryteria) graniczne:

- *Zaostrzone kryterium*, gdzie stan ochrony na powierzchniach testowych spełniających to kryterium z dużym prawdopodobieństwem będzie korzystny.
- *Złagodzone kryterium*, gdzie stan ochrony na powierzchniach testowych nie spełniających tego kryterium z dużym prawdopodobieństwem będzie niekorzystny.

Stan powierzchni testowych, gdzie wskaźnik znajduje się w przedziale między tymi dwoma wartościami granicznymi, nie będzie z całą pewnością ani korzystny ani niekorzystny, a przedział ten odzwierciedla zatem niepewność w zakresie naszej wiedzy na temat możliwości przewidzenia stanu na podstawie danego wskaźnika.

Wykorzystaliśmy w miarę możliwości te same wartości graniczne, które wykorzystane zostały w związku ze sprawozdaniem z 2013 roku (pozycja Nygaard i in. 2014). Nowa wiedza przyczyniła się natomiast do tego, że niektóre wartości graniczne zostały złagodzone lub zaostrzone. Tak więc kryterium dotyczące stopnia zanieczyszczenia zostało złagodzone w przypadku szeregu niezalesionych typów siedlisk, w związku z czym dopuszcza się większe pokrycie roślin drzewiastych i większą średnią wysokość roślin.

Skład gatunkowy

W przypadku poszczególnych typów siedlisk pokrycie wybranych gatunków stanowi jeden ze wskaźników struktury i funkcji typu siedliska. Oznacza to, że powszechne występowanie wrzośca bagiennego jest warunkiem koniecznym korzystnego stanu ochrony wilgotnych wrzosowisk z wrzoścem bagiennym (4010). Wskaźnik ten oblicza się jako udział powierzchni testowych w stacjach monitorujących, na których występuje wrzosiec bagieny. Na żywych i zdegradowanych torfowiskach, na których nie występują zaburzenia warunków hydrologicznych, a poziom składników odżywczych jest naturalnie niski, nie będzie traw w okresie wegetacji, zatem korzystny stan ochrony wymagał będzie tu braku lub jedynie sporadycznego występowania traw. Wskaźnik ten oblicza się jako liczbę dopasowań w ramach lokalizacyjnych [ramy służące do wyznaczania powierzchni testowych] mających wpływ na gatunek z rodziny wiechlinowatych.

Kwitnące (oraz owadopylne) drzewa i krzewy, takie jak głóg, jarzab, jabłoń dzika, bluszcz pospolity, wiciokrzew, leszczyna, jak również gatunki wierzby i róży stanowią ważną podstawę żywienia dużych owadów poszukujących kwiatów w lasach, jak również warunek konieczny korzystnego stanu ochrony. Wskaźnik ten oblicza się jako ilość różnych gatunków owadopylnych na 5-metrowych okręgach.

W ramach programu NOVANA zarejestrowano 25 gatunków wskaźnikowych żyjących na drzewach (pozycja Fredshavn i in. 2018), które można spotkać w większości lasów liściastych, gdzie występują stare drzewa, rowkowana kora oraz leżące i stojące drewno posuszowe. Wskaźnik ten oblicza się jako ilość leśnych gatunków wskaźnikowych na 15-metrowych okręgach. Wartości graniczne różnią się między sobą zależnie od typu lasu, przy czym najwięcej gatunków występuje w czterech typach lasów bukowych. Nie nadają się one jednak jako podstawa oceny stanu ochrony lasów mieszanych i borów na wydmach nadmorskich.

Inwazyjne gatunki roślin nie są gatunkami rodzimymi i wypierają one pierwotną, rodzimą florę, jak również zmieniają zbiorowiska roślinne. Z listą gatunków inwazyjnych uwzględnionych w obliczeniach można zapoznać się na stronie <https://novana.au.dk/typy-siedlisk-przyrodniczych/monitoring-kontrolny/wskazniki/sklad-gatunkowy/gatunki-inwazyjne/>. Jeśli chodzi o niezalesione typy siedlisk przyrodniczych wskaźnik oblicza się jako średni stopień pokrycia gatunków inwazyjnych na poziomie stacji.

Struktura wegetacyjna

Większość niezalesionych gatunków siedlisk stanowi zamieszkują gatunki światło- i ciepłolubne, w związku z czym przy stanie optymalnym roślinność jest zatem względnie rozproszona. Od czasu obliczeń opartych o wiele różnych kryteriów wykonanych w 2013 roku (pozycja Nygaard i in. 2014) złagodzone zostały kryteria oceny wysokości roślini pokrycia drewna posuszowego. Dotyczy to przykładowo pokrycia drewna posuszowego na pastwiskach, gdzie rzadkie zagajniki są stanowią część danego typu siedliska i w ogólnym ujęciu nie ma znaczenia, że bardzo niewielka ilość powierzchni testowych jest zanieczyszczona, skoro tylko większa część stacji monitorującej jest niezalesiona.

Jeśli chodzi o torfowiska wysokie i obniżenia na podłożu torfowym, oceniono, że nieobecność wysokich roślin drzewiastych stanowi warunek konieczny korzystnego stanu, w związku z czym kryteria są tu bardzo niskie. Dopuszcza się większy stopień zanieczyszczenia przykładowo na pastwiskach i wrzosowiskach, gdzie w sposób naturalny będą występować pojedyncze, odporne na wypasanie krzewy i drzewa lub małe ich zbiorowiska, jak też duży stopień zanieczyszczenia wydm porośniętych rokitnikiem, wydm porośniętych jałowcem i zagajników jałowcowych. Jako że rośliny drzewiaste nie są równomiernie rozmieszczone między poszczególne obszary, obliczeń dokonano na poziomie stacji. Naturalne zróżnicowanie stopnia pokrycia niskich roślin drzewiastych jest w przypadku wielu typów siedlisk przyrodniczych duże (pozycja Ejrnæs i in. 2009), w związku z czym nie zostało uwzględnione w ocenie struktury i funkcji.

Wartości graniczne wskaźników wysokości roślin są stosunkowo niskie jeśli chodzi o suche wrzosowiska z jałowcem włosistym i angielskim oraz obniżenia na podłożu torfowym, jako że wiele gatunków przywiązanych jest do roślinności rozproszonej i nisko rosnącej, dla której charakterystyczne są częste zakłócenia. W przypadku wielu typów siedlisk przyrodniczych, np. pastwisk, okresowo zalewanych łąk oraz torfowiska alkaliczne, kryteria są o wiele łagodniejsze, co daje wyższą średnią roślinność w okresie letnim, kiedy rośliny kwitną i wytwarzają nasiona.

Ciepłolubne śródlądowe murawy napiaskowe (6120) to niezwykle światło- i ciepłolubny typ siedliska przyrodniczego, a w stanie optymalnym rozległe partie mają nieosłonięte podłoże, w związku z czym możliwa jest regeneracja nisko rosnących gatunków pionierskich, które są przywiązane do danego siedliska.

Struktura lasu

Wspólną cechą lasów jest to, że duża grupa gatunków jest przywiązana do powierzchni starych drzew (epifity) oraz rozkładającego się drewna, zarówno we wtrąceniach jak i gnijących partiach żyjących w pozostałym zakresie drzew oraz w martwych gałęziach i pniach.

Literatura naukowa wskazuje na to, że różnorodność biologiczna gatunków zamieszkujących drewno posuszowe wzrasta wraz z ilością drewna posuszowego, oraz szereg bardzo szeroko zakrojonych badań zestawów metadanych (np. pozycje Gossner i in., 2013; Lachat i in., 2012; Müller i in., 2007) wskazują na to, że zalesione typy

siedlisk, gdzie występuje dużo zdrewniałych części łodyg i pni, w sposób naturalny zawierając duże ilości drewna posuszowego, a zatem występuje tam też duża różnorodność gatunków związanych z drewnem. Odnotowuje się istotny spadek różnorodności gatunków związanych z drewnem w sytuacji, gdy ilość drewna posuszowego spanie poniżej 50-70 m³ na ha. Jeśli chodzi o żyzne buczyny (9130), ocenia się, że jest to najbardziej produktywny rodzaj lasu w Danii, w związku z czym zdecydowaliśmy się przyjąć zaostrzone kryterium wynoszące 50 m³/ha oraz kryterium złagodzone wynoszące 20 m³/ha. Jeśli chodzi o typy siedlisk kwaśne buczyny oraz atlantyckie acydofilne lasy bukowe z *Ilex* i czasami również z *Taxus* w podszybie (9110 i 9120), grąd subatlantycki (9160) oraz łęgi olszowe i jesionowe (91E0) produktywność jest niższa, i obierając za punkt wyjścia generalną zgodność między danymi dotyczącymi zdrewniałych części łodyg i pni żywego drewna i drewna posuszowego z lasów europejskich (pozycja Hahn & Christensen 2005) oraz konkretnymi danymi Litwy (pozycja Vasilaukas i in. 2004) postanowiliśmy przyjąć kryteria wynoszące odpowiednio 45 i 15 m³/ha. W przypadku najmniej produktywnych rodzajów lasów postanowiliśmy przyjąć zaostrzone kryterium wynoszące 30 m³/ha oraz złagodzone kryterium wynoszące 10 m³/ha. Kryteria dla typu siedliska lasy mieszane i bory na wydmach nadmorskich (2180) są najniższe, odpowiednio 5 i 2 m³/ha. Wskaźnik oblicza się tu na poziomie stacji, by kryteriów nie musiały spełniać poszczególne powierzchnie testowe, a średnia wyciągnięta ze wszystkich powierzchni testowych danej stacji.

Ilość dużych, rodzimych drzew jest istotnym wskaźnikiem stanu biologicznego lasów zarówno dlatego, że wskazuje ona zarówno na intensywność leśnictwa, w tym również pozyskiwanie drewna posuszowego, jak również dlatego, że stare drzewa tworzą szczególne struktury (rowkowana kora, wtrącenia i in.), które są cenne dla zgrupowań owadów i epifitów w danym lesie. Różne gatunki drzew i krzewów mają różne rozmiary po osiągnięciu dojrzałości, jak również istnieją różnice w rozmiarach granicznych poszczególnych typów siedlisk przyrodniczych. Nie ma zatem reguły co do tego, kiedy stwierdzamy, że dane drzewo jest duże (patrz strona <https://novana.au.dk/typysiedliskprzyrodniczych/monitoringkontrolny/wskaźniki/strukturalasu/pnie/>). Natomiast kryteria oceny ilości dużych drzew przedstawiają się jednakowo dla wszystkich dziesięciu typów lasów.

Drzewa posiadające zgniłe partie lub wtrącenia są dobrymi wskaźnikami dla gatunków związanych z drewnem (pozycja Winter & Möller 2008). Wiele gatunków grzybów i owadów, w szczególności żuków, ale też ptaków i ssaków, jest przywiązanych do wtrąceń i zgniłych partii pnia żywych drzew. Niektóre typy szkód mogą ponadto zmienić procesy wzrostu drzewa oraz strukturę i budowę chemiczną kory na korzyść szeregu epifitów i detrytofagów. Obliczenia danych w pozycji Winter & Möller (2008) wskazują na to, że na hektar północnoniemieckich rezerwatów leśnych z przewagą buczyn jest zaledwie średnio 100 drzew, gdzie występują mikrosiedliska. Odpowiada to 7 drzewom z mikrosiedliskami na 15-metrowy okrąg.

Wskaźnik, jakim są wtrącenia i zgniłe partie, obejmuje szereg mikrosiedlisk, które mogą być trudne do zarejestrowania na danej powierzchni testowej (pozycja Jønnson & Jensen 2011). Uwzględniając tę niepewność pomiaru, kryteria oceny ilości drzew z wtrąceniami i zgniłymi partiami na powierzchni testowej (15-metrowy okrąg) są dość złagodzone. Dla najbardziej produktywnych rodzajów lasów (9130 i 9160) oraz lasów mieszanych i borów na wydmach nadmorskich (2180) kryteria określania kryterium zaostrzonego i kryterium złagodzonego wynoszą odpowiednio 3 drzewa i 1 drzewo po uśrednieniu, na poziomie stacji. Jeśli chodzi o pozostałe zalesione typy siedlisk (9110, 9120, 9150, 9170, 9190, 91D0 i 91E0) kryteria wynoszą odpowiednio 5 drzew i 2 drzewa z wtrąceniami i zgniłymi partiami.

Żyzność

Azot pełni ważną rolę w obiegu substancji odżywczych, w związku z czym w ocenie stanu ochrony w zakresie struktury i funkcji uwzględniliśmy wiele różnych wskaźników poziomu azotu.

Stosunek między pulą węgla a pulą azotu w glebie jest ważnym wskaźnikiem oceny zdolności gleby do zatrzymywania substancji odżywczych i regulacji wartości pH. Zatem wysoki współczynnik węgla do azotu może ochronić obszar przyrodniczy przed przeciążeniem substancjami odżywczymi, jako że górna organiczna warstwa gleby zatrzymuje azot. Dokonana analiza europejskich lasów (pozycja Gundersen i in., 2006) wykazała, że w sytuacji, gdy stosunek węgla do azotu jest mniejszy niż 25, zwiększa się mineralizacja azotu. W konsekwencji zwiększenia się mineralizacji azotu dochodzi do wypłukiwania kationów zasadowych oraz zwiększa się zakwaszenie gleby (pozycja Diekmann and Falkengren-Grerup, 2002). Nowsze analizy danych pochodzących z programu NO-VANA wykazały, że stosunek węgla do azotu na duńskich

wrzosowiskach spada (pozycja Strandberg i in. 2018). W oparciu o wyniki starszych analiz gleby (pozycje Nielsen i in. 1987, Madsen i Nørnberg 1995, Kristensen i Henriksen 1998), analiz wykonanych w ramach różnego rodzaju europejskich projektów badawczych dotyczących lasów, badań nad angielskimi lasami, górkimi i niżowymi murawami bliźniczkowymi i wrzosowiskami (pozycja Rowe i in. 2006), jak również dane zgromadzone w ramach europejskiego monitoringu lasu (pozycje Gundersen 1998, Currie 1999), zaostrome kryterium oceny stosunku węgla do azotu w górnej części warstwy próchnicy typu mor na suchych wrzosowiskach (4030) określono na 30, natomiast złagodzone kryterium na 20.

Kilka badań wykazało, że zawartość azotu w liściach porostów, mchów i półkrzewów jest znacznie wyższa na obszarach, gdzie występuje wysoka depozycja azotu (pozycja Pitcairn i in., 1995). Podczas gdy zawartość azotu w porostach i mchach odzwierciedla aktualną depozycję azotu, zawartość azotu w pąkach zimowych półkrzewów stanowi połączenie depozycji azotu i mobilizacji puli azotu w glebie.

Zawartość azotu w torfowcach przyjęto jako wskaźnik oceny struktury i funkcji torfowiska wysokiego z roślinnością torfotwórczą (7110) oraz torfowiska wysokiego zdegradowanego, lecz zdolnego do naturalnej i stymulowanej regeneracji (7120). Na zachodnich i północnych obszarach nadbrzeżnych, na które nie oddziałuje bezpośrednio działalność rolnicza, zawartość azotu w mchach wynosi ok. 0,8%. Taki sam poziom stwierdzono na angielskich przybrzeżnych terenach wiejskich (pozycja Pitcairn i in., 2003). Wartości graniczne oceny zawartości azotu w torfowcach określono na odpowiednio 1,1 i 1,3% azotu - kryterium zaostrome i kryterium złagodzone. Zawartość azotu w błyszczach włoskowatych obrano jako wskaźnik dla źródeł wapiennych ze zbiorowiskami (7220) oraz górskich i nizinnych torfowisk zasadowych o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk (7230). Wartości graniczne są tu nieco wyższe niż w przypadku kwaśnych torfowisk, mianowicie odpowiednio 1,5 i 2,0 % azotu - kryterium zaostrome i kryterium złagodzone.

Zawartość azotu w merystemach wierzchołkowych bażyny czarnej i wrzosu zwyczajnego przyjęto za wskaźnik oceny struktury i funkcji dla nadmorskich wrzosowisk bażynowych (2140), wilgotnych wrzosowisk z wrzoścem bagiennym (4010) oraz suchych wrzosowisk (4030). W przypadku większości nadmorskich wrzosowisk bażynowych, na które nie oddziałuje bezpośrednio działalność rolnicza, wyniki większości pomiarów zawartości azotu w merystemach wierzchołkowych wynoszą w przypadku zarówno bażyny jak i wrzosu poniżej 1,4% (pozycja Bruus i in., 2006), i uznaje się, że jest to poziom azotu występujący w tych miejscach w Danii, gdzie występują stosunkowo niezmiennie warunki. W oparciu o europejskie dane dotyczące lasów wywnioskowano (pozycja Gundersen i in., 2006), że w przypadku zawartości azotu w pąkach zimowych drzew iglastych wyższej niż 1,4%, występowało większe ryzyko wypłukiwania azotu. Wartości graniczne oceny zawartości azotu w merystemach wierzchołkowych półkrzewów określono zatem na odpowiednio 1,4% azotu - zaostrome kryterium - dla wszystkich trzech typów wrzosowisk. Kryterium złagodzone wynosi 1,6% azotu w przypadku nadmorskich wrzosowisk bażynowych (2140) i wilgotnych wrzosowisk z wrzoścem bagiennym (4010) oraz 1,8% azotu w przypadku wrzosowisk suchych (4030).

Wartości wskaźników Ellenberga (pozycja Ellenberg i in. 1992) zastosowano jako wyraz przystosowywania się roślinności do warunków ekologicznych w miejscu ich wzrostu. Wartości wskaźników Ellenberga reprezentują oceny biologiczne preferencji gatunków roślin według najważniejszych gradientów ekologicznych, przykładowo dostępność pożywienia. Wyciągając średnią z wartości Ellenberga dla wszystkich gatunków na powierzchni testowej, można uzyskać informację na temat tego, do jakich warunków środowiskowych dany skład gatunkowy jest przystosowany. Jeśli chodzi o siedliska przyrodnicze ubogie w składniki odżywcze i zakwaszone, skorzystaliśmy z wartości wskaźników Ellenberga dla substancji odżywczych jako wskaźnika stanu zasobności w substancje odżywcze. Jeśli chodzi o wilgotne wrzosowiska z wrzoścem bagiennym (4010) i obniżenia na podłożu torfowym (7150) przyjęliśmy stosunkowo niskie kryteria, tj. 1,8 i 2,2 dla odpowiednio kryterium zaostromego i kryterium złagodzonego. Jeśli chodzi o nadmorskie wrzosowiska bażynowe (2140), nadmorskie wydmy z jałowcami (2250), wydmy śródlądowe (2310, 2320 i 2330) oraz suche wrzosowiska (4030) przyjęliśmy nieco wyższe kryteria, tj. odpowiednio 2,8 i 3,2. Skorzystaliśmy ze współczynnika zasobności w substancje odżywcze, tj. stosunku między wartościami wskaźników Ellenberga dla substancji odżywczych i wartości pH (Ellenberg N / Ellenberg R), jako wskaźnika oceny przeciążenia substancjami odżywczymi w przypadku szeregu typów siedlisk, gdzie występuje przewaga traw i ziół, z naturalną zmiennością pH. Ma to związek z tym, że zróżnicowanie wartości wskaźnika substancji odżywczych w dużej mierze wynika z różnic w wartości pH, jako że gatunki, które preferują siedliska zasobne w substancje odżywcze, preferują również wysokie pH

(pozycje Ejrnæs i in. 2009, Andersen i in. 2013). Wcześniejsze analizy danych pochodzących z programu NOVANA wykazały, że współczynnik zasobności w substancje odżywcze różni się istotnie pomiędzy poszczególnymi typami siedlisk (pozycja Ejrnæs i in. 2009), w związku z czym wartości graniczne są dość mocno od siebie na wzajem odbiegają. Jeśli chodzi o ciepłolubne, śródlądowe murawy napiaskowe (6120), wartości graniczne wynoszą 0,6 i 0,7 - odpowiednie kryterium zaostrzone i kryterium złagodzone. Jeśli chodzi o typ siedlisko solniska nadmorskie (1330) zalewane przez wodę morską o stosunkowo wysokiej zawartości roślinnych składników odżywczych, wartości graniczne są tu wyższe (odpowiednio 0,8 i 0,85).

Stopień zakwaszenia gleby ma wpływ na skład roślinności, wzrost roślin, aktywność mikroorganizmów oraz szereg właściwości chemicznych i fizycznych gleby. Tak więc zarówno dostępność składników odżywczych, stopień wysycenia zasadami, pojemność wymiany kationowej, struktura gleby, działalność mikrobiologiczna, mineralizacja i degradacja, jak i rozpuszczalność metali toksycznych (np. aluminium i żelaza) zależą od stopnia zakwaszenia gleby. Analizy starszych danych wykazały, że stopień zakwaszenia wrzosowisk spał prawie o jedną jednostkę w ciągu zaledwie kilku dziesięcioleci (pozycja Hansen, 1976; Strandberg i in., 2012a). Wartość pH przyjęto jako wskaźnik oceny struktury i funkcji w przypadku szeregu zakwaszonych i ubogich w składniki odżywcze typów siedlisk, jako że wiele charakterystycznych ziół znika z pokrycia roślinnego przy niskich wartościach pH. Określiśmy tu stosunkowo niskie wartości graniczne, tj. 3,0 i 3,3 dla odpowiednio zaostrzonego i złagodzonego kryterium. Na wilgotnych wrzosowiskach z wrzoścem bagiennym (4010) wartość pH mierzy się w wodzie gruntowej, której stopień zakwaszenia jest około jedną jednostkę wyższy niż w samej glebie.

Hydrologia

W przypadku wielu siedlisk przyrodniczych, dobry stan biologiczny wymaga względnie niezakłóconych warunków hydrologicznych. Szczegółowy opis warunków hydrologicznych w stacjach monitorujących wymaga dużej ilości zasobów i nie jest objęty programem NOVANA. Zdecydowaliśmy się skorzystać z wartości wskaźnika Ellenberga dotyczącego wilgotności (pozycja Ellenberg i in. 1992) odnoszącego się do przystosowywania się roślinności do warunków hydrologicznych na przestrzeni dłuższego okresu czasu. W wielu siedliskach przyrodniczych występują bardzo duże różnice wilgotności, w związku z czym trudno jest przyjąć wartość wskaźnika wilgotności jako bezpośredni wyraz stanu danego siedliska. Dlatego też uwzględniliśmy jedynie wskaźnik poniższych dwóch rodzajów lasu bagiennego, tj. bory i lasy bagienne (91D0) oraz łęgi olszowe i jesionowe (91E0). Zaostrzone kryterium oceny wilgotności wynosi 7,0, a kryterium złagodzone - 6,5.

Spełnienie kryteriów

Dla każdej powierzchni testowej należy określić, czy spełnia ona kryteria zaostrzone, czy też złagodzone. Dokonuje się w tym celu oceny metodą "one out all out", jako że powierzchnia testowa spełnia kryteria zaostrzone dopiero wtedy, gdy wyznaczone wskaźniki spełniają zaostrzone kryteria dla poszczególnych czynników (pozycja Damgaard i in. 2019). Tak samo wygląda to w przypadku kryteriów złagodzonych.

Trzeci krok oceny stanu struktury i funkcji to określenie względnej części powierzchni testowych, które spełniają odpowiednio zaostrzone i złagodzone kryteria, by móc na tej podstawie stwierdzić, czy ocena stanu struktury i funkcji jest korzystna, umiarkowana, niekorzystna, czy też zdecydowanie niekorzystna (patrz punkt 3.3). Poza ostateczną oceną stanu struktury i funkcji typu siedliska przyrodniczego metoda uwzględniająca wiele różnych kryteriów pokazuje, jak duża część wszystkich powierzchni testowych spełnia zaostrzone i złagodzone kryteria. Umożliwia to dokonanie oceny tego, w jakiej perspektywie czasowej stan danego siedliska może ulec zmianie, a przyszłe zmiany można śledzić na bieżąco, np. na potrzeby dokonania oceny skuteczności działań w zakresie zarządzania.

Ważenie danych

Chociaż podczas tworzenia sieci stacji w związku z drugim okresem programu starano się o zachowanie równomiernego rozmieszczenia stacji monitorujących, nie ma pełnej zgodności między ilością powierzchni testowych a powierzchnią siedliska przyrodniczego, odpowiednio w granicach oraz poza granicami obszarów siedlisk. Dlatego też wyciągnęliśmy średnią ważoną z danych dotyczących poszczególnych typów siedlisk przyrodniczych, uwzględniających obszar występowania i ilość powierzchni testowych, odpowiednio w granicach i poza granicami obszarów siedlisk. Ocena tego, jak duża część obszaru danego siedliska

przyrodniczego spełnia wszystkie określone kryteria, opiera się o następujący wzór:

$$v = \frac{A_i \sqrt{n_i} v_i + A_u \sqrt{n_u} v_u}{A_i \sqrt{n_i} + A_u \sqrt{n_u}}$$

gdzie v oznacza ocenę (tj. część obszaru w danym regionie biogeograficznym, która spełnia kryteria), A oznacza szacowaną powierzchnię, n - ilość powierzchni testowych, a i oraz u odnoszą się odpowiednio do terenów w granicach i poza granicami obszarów siedliskowych.

Gromadzenie danych

Monitoring kontrolny to badanie oparte o kontrole wyrwykowe, gdzie wskaźniki zestawiane są zasadniczo na poziomie powierzchni testowej, a następnie agregowane celem ujęcia ich na poziomie biogeograficznym. Dzięki temu utrzymana zostaje wiedza na temat składu gatunkowego powierzchni testowych, stopnia zanieczyszczenia, występowania procesów dynamicznych, warunków hydrologicznych oraz zasobności z substancje odżywcze. Korzystny stan ochrony wymaga, by wszystkie warunki, które mają znaczenie dla wartości danego typu siedliska jako miejsca życia gatunków, były w tym konkretnym miejscu spełnione. Nie wystarczy przykładowo, że dany obszar będzie miał korzystne pH gleby, jeśli stan składu gatunkowego lub stopnia zanieczyszczenia będzie niekorzystny.

W przypadku niektórych wskaźników poszczególne powierzchnie testowe będą się między sobą w sposób naturalny różnić i dla tych wskaźników jako wartość powierzchni testowej przyjmuje się uśrednioną wartość z danej stacji, a nie pomiar dokonany na poszczególnych powierzchniach testowych. Dotyczy to przykładowo stopnia pokrycia konkretnych gatunków oraz wskaźników oceny struktury lasu (ilość dużych drzew i drewna posuszowego) tam, gdzie występują duże różnice między poszczególnymi powierzchniami testowymi w ramach jednej stacji.

W przypadku braku wartości, za wskaźnik dla danej powierzchni testowej przyjmuje się uśrednioną wartość z danej stacji. Dotyczy to przykładowo próbek gleby, wody i roślin, zgromadzonych zaledwie na niewielkiej części powierzchni testowych. Ilość powierzchni testowych nie odpowiada zatem zawsze ilości punktów pomiarowych. W przypadku braku wartości na poziomie stacji, dany wskaźnik nie zostanie dla tej stacji zastosowany.

Ocenę stanu struktury i funkcji

Trzeci krok oceny stanu struktury i funkcji to określenie względnej części powierzchni testowych, które spełniają odpowiednio zaostrzone i złagodzone kryteria, by móc na tej podstawie stwierdzić, czy ocena stanu struktury i funkcji jest korzystna, umiarkowanie niekorzystna, czy też zdecydowanie niekorzystna (patrz rozdział 3.3). Wykorzystaliśmy część powierzchni testowych, które spełniają kryteria złagodzone, co oznacza, że ta część obszaru jest w dobrym stanie. Wytyczne zawierają ponadto następujące wskazówki dotyczące oceny stanu struktury i funkcji:

- Stan korzystny (FV), jeśli ponad 90 proc. obszaru, na którym występuje dany typ siedliska, jest w "dobrym stanie". Jeśli chodzi o 35 typy siedlisk, w przypadku których struktura i funkcja opisana została według modelu uwzględniającego wiele różnych kryteriów, oznacza to, że przynajmniej 90 proc. powierzchni testowych spełnia kryteria złagodzone. Jeśli chodzi o 6 typów siedlisk, w przypadku których struktura i funkcja opisana została w oparciu o oceny stanu ochrony przedstawionych na mapach miejscach występowania na obszarach siedlisk, oznacza to, że przynajmniej na 90 proc. całej powierzchni stan natury jest bardzo dobry lub dobry.
- Stan umiarkowanie niekorzystny (U1), jeśli 75-90 proc. obszaru, na którym występuje dany typ siedliska, jest w "dobrym stanie". Tak więc między 75 proc. a 90 proc. danego obszaru musi spełniać złagodzone kryteria, bądź też odpowiednia część objętego mapowaniem obszaru musi być w bardzo dobrym lub dobrym stanie (dotyczy to sześciu typów siedlisk).

- Stan zdecydowanie niekorzystny (U2), jeśli ponad 25 proc. obszaru, na którym występuje dany typ siedliska, jest w "stanie, którego nie można uznać za dobry", tj. jeśli mniej niż 75 proc. obszaru jest w "dobrym stanie". Zatem mniej niż 75 proc. danego obszaru musi spełniać złagodzone kryteria lub odpowiednia część procentowa objętego mapowaniem obszaru musi być w bardzo dobrym lub dobrym stanie (dotyczy to sześciu typów siedlisk).

Poza oceną stanu struktury i funkcji należy zgodnie z europejskimi wytycznymi (DG Environment 2017) w sprawozdaniu ująć należy poziomy maksymalnie i minimalny dotyczący tego, jak duża część danego obszaru, gdzie występuje typ siedliska, który jest w odpowiednio dobrym stanie oraz stanie, którego nie można uznać za dobry ("good" i "non-good condition"). Z uwagi na powyższe wykorzystaliśmy część powierzchni testowych, która spełnia odpowiednio zaostrzone i złagodzone kryteria. By obszar był w "dobrym stanie" dla danego typu siedliska, musi to być przynajmniej część obszaru, która spełnia zaostrzone kryteria oraz najwyżej część obszaru, która spełnia złagodzone kryteria. Odpowiednio, poziom minimalny w przypadku obszaru będącego "w stanie, którego nie można uznać za dobry" odpowiada części obszaru, który nie spełnia złagodzonych kryteriów, podczas gdy poziom maksymalny odpowiada części, która nie spełnia zaostrzonych kryteriów.

Tendencje rozwojowe

Składane Unii Europejskiej sprawozdanie objęte art. 17 zawiera ocenę tego, czy powierzchnia oraz obszar występowania, jak również struktura i funkcja poszczególnych typów siedlisk przyrodniczych są stabilne, czy też odnotowuje się w ich przypadku postęp lub regresję. Jeśli chodzi o powierzchnię i obszar występowania, tendencje w zakresie postępu bądź regresji ocenia się na konkretnie pomierzonych powierzchniach. W przypadku 18 niezalesionych typów siedlisk przyrodniczych, które zostały poddane monitoringowi w okresie od 2004 roku (patrz Tabela 1.1), tendencje rozwojowe w zakresie struktury i funkcji ocenia się dla wielu różnych wskaźników zgłaszanych na stronie natura2000.eu/. Tu powtórzyliśmy analizy stosując podział danych na odpowiednio dotyczące terenów w granicach obszarów siedlisk i terenów poza granicami obszarów siedlisk. Wszystkie stare stacje leśne pochodzące z pierwszego okresu objętego programem zlokalizowane są w granicach obszarów siedlisk, zatem tendencje rozwojowe są jedynie wyrazem rozwoju na tym konkretnym terenie. Metody analizowania tendencji opisane zostały na stronie <https://natura2000.eu/typy-siedlisk/monitoring-kontrolny/metody-analiz/rozwoj/>.

Załącznik IV. Metodyka niemiecka

IVa. FFH-monitoring

Metodykę oceny stanu ochrony siedlisk przyrodniczych 9110, 9130, 9160 i 9170 obowiązującą w Niemczech przedstawiono za opracowaniem:

Bewertungsschemata für die Bewertung des Erhaltungsgrades von Arten und Lebensraumtypen als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring Teil II: Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie (mit Ausnahme der marinen und Küstenlebensräume). 2017. BfN, BLAK. Bonn. DOI 10.19217/skr481

Strony: 178-182; 183-186; 187-190; 198-201; 202-205.

[...]

Typy siedlisk leśnych

Definicje wskaźników i waloryzacja

a) fazy rozwojowe lasu/struktura przestrzenna

Fazy rozwojowe lasu definiuje się jako etapy rozwoju lasu, w których drzewa mają określony wymiar. Definicja poszczególnych faz rozwoju lasu oparta jest na grubości drzewa na wysokości pierśnicy:

Faza 1: $d_{1.3} < 13$ cm,

Faza 2: $d_{1.3} \geq 13$ cm do < 35 cm,

Faza 3: $d_{1.3} \geq 35$ cm do < 50 cm,

Faza 4: $d_{1.3} \geq 50$ cm do < 70 cm,

Faza 5: $d_{1.3} \geq 70$ cm

W celu wydzielenia wyższych faz w siedliskach o niskiej produktywności wystarczająca jest dolna granica osiąganego pierśnicy przez dany gatunek lub miejsce. Dotyczy to m.in. brzozy i olszy na siedliskach wilgotnych, borów bagiennych i lasów łęgowych oraz lasów na siedliskach suchych i ciepłych, zwłaszcza na glebach płytkich.

Aby można było ocenić grupę drzew jako fazę rozwoju lasu, jej udział powierzchniowy w jednostce oceny (zwykle kompleks przyległych płatów siedliska) musi wynosić co najmniej 10 %. W przypadku odnowień i drzewostanów w fazie rozpadu wystarczy 5 % udziału. Różne fazy przypisuje się tylko wtedy, gdy można przestrzennie wyodrębnić różne modele drzewostanu i klasy wiekowe lub gdy w drzewostanie występują wyraźnie różne warstwy drzew (np. odnowienie pod okapem). W drzewostanach jednowarstwowych nie stosuje się procentowego podziału osobników drzew na poszczególne fazy według rozkładu ich średnic (nigdy nie prowadzi do powtarzalnych szacunków), lecz podział na fazy opiera się na kolektywie najsilniejszych osobników dominujących w warstwie koron (od udziału pokrycia $\geq 30\%$). Na przykład drzewostan, którego drzewa dominujące osiągają ≥ 30 % pokrycia warstwy korony i mają $d_{1.3} \geq 70$ cm, jest całkowicie przypisany do fazy 5, niezależnie od tego, że wiele innych drzew jest cieńszych. Występowanie typowych roślin drzewiastych dla siedliska w innych warstwach drzew (podszyt, II piętro) poza warstwą główną jest traktowane jako oddzielna faza do celów oceny, jeśli spełnia wyżej wymieniony wymóg dotyczący powierzchni, a ich udział powierzchniowy (pokrycie koron drzew) odpowiada co najmniej 30 % całkowitej powierzchni próbnej.

b) drzewa siedliskowe

Drzewa siedliskowe to żywe drzewa (wystarczają pojedyncze ulistnione gałęzie) o szczególnym znaczeniu dla ochrony gatunków. Ze względu na swoje szczególne cechy, stanowią one siedliska dla wielu wyspecjalizowanych grup organizmów. Do drzew siedliskowych należą w szczególności:

- drzewa z dziuplami lub gniazdami,
- drzewa zwykle o $d_{1.3} \geq 40$ cm (możliwy jest niższy próg, np. w 91D0) z zgnilizną, odpadającą korą, hubami, wypływami śluzu lub soków, częściowo obumarłymi lub złamanymi koronami,
- drzewa o szczególnym znaczeniu dla ochrony gatunkowej (np. rzadkie gatunki rodzimych drzew, drzewa z licznymi porostami).

Za drzewa stare uznaje się gatunki drzewiaste typowe dla siedliska w wieku powyżej 150 lat a za kryterium ich występowania przyjmuje się grubość na wysokości pierśnicy. Wartości orientacyjne dla starych drzew na stanowiskach o dobrym wzroście wynoszą: buk, dąb, klon jawor, klon pospolity, jesion, lipa, wiąz, czereśnia, topola, wierzba, świerk i jodła $d_{1.3} \geq 80$ cm na nizinach, ≥ 70 cm w górach, ≥ 60 cm w wysokich górach i na stanowiskach słabo rosnących; inne gatunki drzew (olsza, brzoza, klon polny, grab, *jarząb* pospolity, czeremcha zwyczajna): $d_{1.3} \geq 40$ cm. Sosna zwyczajna jest również klasyfikowana jako starodrzew na bardzo ubogich w składniki pokarmowe i zwykle skrajnie suchych stanowiskach 91T0 i 91U0 (oraz na ubogich stanowiskach innych siedlisk przyrodniczych, gdzie występuje jako gatunek domieszkowy) od $d_{1.3} \geq 40$ cm (w przeciwnym razie od $d_{1.3} \geq 60$ cm na nizinach, ≥ 50 cm poza nizinami). Na torfowiskach z naturalnie słabo rosnącymi drzewostanami starymi

drzewami są pojedyncze egzemplarze, które wiekiem i średnicą wyraźnie odbiegają od reszty drzewostanu.

c) martwe drewno

Rejestruje się liczbę sztuk martwego drewna. Martwe drewno obejmuje drzewa martwe (stojące lub leżące) oraz odłamane gałęzie lub części korony, przy czym kawałki leżącego martwego drewna mają długość ≥ 3 m i średnicę w grubszym końcu ≥ 50 cm, kawałki stojącego martwego drewna mają wysokość ≥ 3 m i $d1.3 \geq 50$ cm. Wyjątki:

- ≥ 30 cm dla drzew o drewnie miękkim na dobrze rosnących stanowiskach,
- ≥ 20 cm dla drewna iglastego na skrajnie ubogich stanowiskach,
- ≥ 10 cm dla martwego drewna na torfowiskach z naturalnie słabo rosnącymi drzewostanami,
- ≥ 30 cm dla drzew liściastych i iglastych na stanowiskach ubogich (dotyczy to głównie 91T0, 91U0 i 9150).

•

Sformułowania w formularzu oceny oznaczają:

A: "> 3 sztuki/ha martwego drewna, z obecnością zarówno leżącego, jak i stojącego martwego drewna": Na hektarze musi być więcej niż 3 sztuki martwego drewna, zarówno leżącego jak i stojącego (jeśli występuje tylko stojące lub tylko leżące martwe drewno, ocena jest co najwyżej B).

B: "> 1 do ≤ 3 sztuk/ha martwego drewna, z obecnością leżącego i/lub stojącego martwego drewna": Ilość martwego drewna musi wynosić od 1 do 3 sztuk/ha, przy czym nie ma znaczenia czy drewno stojące czy leżące.

C: " ≤ 1 sztuka/ha sztywnego drewna martwego": Ilość martwego drewna wynosi do 1 sztuk/ha, przy czym nie ma znaczenia czy drewno stojące czy leżące.

d) gatunki typowe

O ile w kartach oceny poszczególnych typów siedlisk nie określono inaczej, do inwentaryzacji gatunków typowych dla siedliska przyrodniczego stosuje się następujące zasady w odniesieniu do udziału pokrycia typowych gatunków drzewiastych dla siedliska przyrodniczego ze wszystkich warstw drzew i krzewów: A: ≥ 90 %, B: ≥ 80 i < 90 %, C: < 80 %. W przypadku priorytetowych siedlisk leśnych istnieją wyższe wymagania dotyczące udziału pokrycia typowymi dla siedliska gatunkami drzewiastymi.

W odniesieniu do inwentaryzacji gatunków typowych dla siedliska i rozkładu dominacji warstwy zielnej, w tym kryptogamów, obowiązuje następująca zasada: A: inwentaryzacja gatunków typowych dla siedliska i rozkład dominacji charakterystyczne, B: inwentaryzacja gatunków typowych dla siedliska i rozkład dominacji nieznacznie zmienione, C: inwentaryzacja gatunków typowych dla siedliska i rozkład dominacji silnie zmieniony. W okresie sprawozdawczym 2013-2018 ocena tej cechy jest dokonywana poprzez ocenę ekspercką z wyszczególnieniem gatunków w bazie danych. Ogólnokrajowe listy referencyjne gatunków typowych dla siedlisk przyrodniczych są obecnie konsultowane z władzami krajów związkowych i zostaną uzupełnione w BWS po zakończeniu konsultacji.

e) neofityczne gatunki drzewiaste

Neofitami są wszystkie gatunki roślin, które pojawiły się w Niemczech lub w częściach Niemiec (regiony biogeograficzne lub poszczególne kraje związkowe) z bezpośrednim lub pośrednim udziałem człowieka w czasach nowożytnych (po roku 1500). Cecha ta rejestruje występowanie i procent pokrycia w warstwie drzew i krzewów następujących neofitycznych gatunków drzewiastych, w szczególności tam, gdzie istnieje ryzyko niekontrolowanego ich rozprzestrzeniania się: *Acer negundo*, *Ailanthus altissima*, *Amelanchier lamarcki*, *Buddleja davidii*, *Fraxinus pennsylvanica*, *Fraxinus americana*, *Mahonia spp.*, *Prunus laurocerasus*, *Prunus serotina*, *Rhus spp.*, *Robinia pseudoacacia*, *Symphoricarpos spp.*. Inne neofityczne gatunki drzewiaste mogą być brane pod uwagę, jeśli według oceny ekspertów istnieje ryzyko niekontrolowanego ich rozprzestrzeniania się.

f) apofity i neofity

Cecha obejmuje zarówno gatunki wskaźnikowe zaburzeń, jak i eutrofizacji, które występują w warstwie zielnej (np. *Urtica dioica*, *Galium aparine*, *Rubus fruticosus* agg., *Rumex obtusifolius*). Uwzględniono również neofity, które występują w warstwie zielnej i wskazują na zaburzenia lub eutrofizację (np. *Impatiens parviflora*). Z kolei występowanie neofitycznych roślin drzewiastych w warstwie drzew i krzewów rejestruje się za pomocą cechy "neofityczne gatunki drzewiaste".

W siedliskach o naturalnej dynamice zaburzeń i/lub eutrofizacji (lasy łęgowe 91E0 i 91F0), wartości progowe są ustalone odpowiednio wyżej niż dla pozostałych siedlisk. I odwrotnie, w przypadku naturalnie uboższego w składniki pokarmowe siedliska (91D0), wartości progowe są ustawione niżej niż dla innych siedlisk.

g) uszkodzenia gleby

W przypadku siedlisk leśnych ruch pojazdów w trakcie pozyskiwania drewna może powodować zaburzenia i zagęszczanie gleby, wpływając na roślinność i gatunki wrażliwe na zaburzenia. Do celów oceny szacuje się część całkowitej powierzchni zajętej przez zagęszczenie gleby w wyniku jazdy, o ile powoduje to znaczne pogorszenie stanu warstwy zielnej. Ponadto eksperci oceniają rozkład przestrzenny ruchu na szlakach zrywkowych i w ich pobliżu oraz intensywność ruchu w odniesieniu do powstałych śladów.

h) inne zniszczenia

Wskaźnik ten obejmuje dalsze szkody w typowych dla siedliska warunkach siedliskowych dotyczących roślinności i struktury drzewostanu (w tym użytkowania). Jeżeli takie uszkodzenie występuje, jego rodzaj musi być podany z komentarzem w bazie danych.. Ocena jest przeprowadzana na podstawie ekspertyzy.

Cecha "odnowienie naturalne" został pominięty jako odrębny wskaźnik, ale w razie potrzeby może być oceniona przez eksperta w ramach wskaźnika „inne zniszczenia”.

i) inne uszkodzenia

Jeśli upośledzenia nie mieszczą się w ramach wcześniej zadanych cech, można je wymienić jako dalsze upośledzenia za pomocą trójstopniowej skali ("brak lub niskie", "średnie", "silne"). Jeżeli takie czynniki istnieją, ich opis musi być podany w komentarza. Wskaźnik może również obejmować, na przykład, zakłócenia spowodowane utwardzonymi drogami w bezpośrednim sąsiedztwie powierzchni próbnych, jeśli mają one negatywny wpływ na populacje na powierzchniach próbnych.

Uwagi dotyczące użytkowania siedlisk leśnych

[...] W obecnej waloryzacji siedlisk leśnych 9140, 9180*, 91D0* i 91E0* cechy "uszkodzenia gleby" i "inne zmieszczenia" dla wartości A wykluczają szkody wynikające z użytkowania. Nie dotyczy to siedliskowego typu lasu 91F0, ponieważ w jego drzewostanach konieczne jest prowadzenie możliwie łagodnej gospodarki leśnej w celu wspierania odnowienia dębu.

9110 - kwaśne buczyny

Monitorowanie FFH na poziomie federalnym:

- region Atlantyku: BWI ¹⁾/jeżeli dotyczy Dane dodatkowe
- region kontynentalny: BWI ¹⁾/jeżeli dotyczy Dane dodatkowe
- region alpejski (ocena ekspercka w oparciu o wszystkie dostępne dane)

Kryteria/ wartości	A	B	C
Kompletność struktur siedliskowych typowych dla przestrzeni życiowej	doskonała	dobra	średnia do słabej
Fazy rozwoju lasu/struktura przestrzenna	≥ 3 fazy rozwojowe, występowaniem fazy 4 i 5 łącznie na ≥ 40 % powierzchni	≥ 2 fazy rozwojowe lasu, z występowaniem fazy 4 i 5 łącznie na ≥ 20 % powierzchni	Warunki nie są spełnione ani dla A, ani dla B
Drzewa siedliskowe [szt./ha]	≥ 6 szt./ha	≥ 3 do < 6 Sztuk/ha	< 3 szt./ha
Martwe drewno [szt./ha]	> 3 sztuki/ha martwego drewna, zarówno leżącego jak i stojącego	> 1 do ≤ 3 sztuk/ha leżącego lub stojącego martwego drewna	≤ 1 sztuka/ha martwe drewno
Gatunki typowe dla siedliska	Obecne	W znacznym stopniu obecne	Obecne tylko częściowo
Flora: Zobacz załącznik			
Udział pokrycia [%] typowych dla siedliska gatunków drzewiastych w warstwie(-ach) drzew i krzewów	≥ 90 %	≥ 80 do < 90 %	< 80 %
Kombinacja gatunków typowych dla siedliska i rozkład dominacji w warstwie zielnej (w tym kryptogamów)	Charakterystyczna	Nieznacznie zmieniona	Silnie zmieniona
Utrata wartości	Brak do niskiego poziomu	Średnia	Wyraźna
Udział pokrycia [%] neofitycznych gatunków drzewiastych ²⁾ w warstwie drzew i krzewów	≤ 5 %	> 5 do ≤ 10 %	> 10 %
Udział pokrycia gatunków wskaźnikowych zaburzeń/eutrofizacji (w tym neofitów) ³ w warstwie zielnej	≤ 5 %	> 5 do ≤ 25 %	> 25 %

Uszkodzenia gleby w wyniku jazdy, które powoduje znaczne naruszenie warstwy zielnej (udział powierzchni [%])	≤5% udziału powierzchni uszkodzonej oraz uszkodzenia tylko na szlakach zrywkowych oraz brak kolein na szlakach zrywkowych	>5 i ≤10% udziału powierzchni uszkodzonej oraz/lub nieliczne ślady poza szlakami zrywkowymi oraz/lub umiarkowane koleiny na szlakach	>10% udziału powierzchni uszkodzonej oraz/lub ślady rozjeżdżania liczne poza szlakami oraz/lub głębokie koleiny na szlakach
Usuwanie <i>Ilex aquifolium</i> w drzewostanach pierwotnie bogatych w <i>Ilex</i>	Bez usuwania	≤ 30 % powierzchni	> 30 % powierzchni
Inne zniszczenia (w tym użytkowanie) ^{4,5}	Brak lub tylko niewielkie i małoobszarowe	Średnie	Silne
Inne uszkodzenia	Brak lub nieznaczne	Średni	Silne

1) W ramach BWI jako wielkoobszarowej inwentaryzacji lasów, ocena występowania tego siedliska jest przeprowadzana przy pomocy cech i wartości progowych, które częściowo odbiegają od specyfikacji przedstawionego tu schematu oceny.

2) Neofityczne gatunki drzewiaste odnotowuje się w przypadkach, gdy istnieje ryzyko niekontrolowanego ich rozprzestrzeniania się, są to szczególności *Acer negundo*, *Ailanthus altissima*, *Amelanchier lamarckii*, *Buddleja davidii*, *Fraxinus pennsylvanica*, *Fraxinus americana*, *Mahonia spp.*, *Prunus laurocerasus*, *Prunus serotina*, *Rhus spp.*, *Robinia pseudoacacia*, *Symphoricarpos spp.*. Inne neofityczne gatunki drzewiaste mogą być brane pod uwagę, jeśli według oceny ekspertów istnieje ryzyko niekontrolowanego ich rozprzestrzeniania się.

3) W przypadku występowania większych ilości gatunków, takich jak *Impatiens parviflora*, ocena tej cechy w siedlisku 9110 może być skorygowana, jeśli całkowite pokrycie warstwy zielnej jest niskie.

4) W razie potrzeby należy również uwzględnić w tym miejscu: wycinanie drzew siedliskowych, selektywne usuwanie pionierskich gatunków drzew oraz działania leśne w zakresie odnawiania drzewostanów, które mogą mieć negatywny wpływ na przyszłość siedlisk leśnych, np. podsadzania gatunkami obcymi.

5) O ile w arkuszach oceny nie określono inaczej, gospodarka leśna zbliżona do naturalnej, w ramach, której dba się o glebę i drzewostan, nie jest zagrożeniem. Jednakże, indywidualne praktyki gospodarcze, które skutkują znacznymi negatywnymi zmianami w klimacie wnętrza lasu typowym dla siedliska, mogą prowadzić do poważnego pogorszenia jego stanu.

9110 – Kwaśne buczyny. Referencyjna lista gatunków

<u>Drzewa i rośliny zielne</u>	<i>Abies alba</i>	<i>Acer pseudoplatanus</i>
<i>Agrostis capillaris</i>	<i>Anemone nemorosa</i>	<i>Athyrium filix-femina</i>
<i>Betula pendula</i>	<i>Blechnum spirant</i>	<i>Calamagrostis arundinacea</i>
<i>Calamagrostis Villona</i>	<i>Calluna vulgaris</i>	<i>Carex brizoides</i>
<i>Carex pilulifera</i>	<i>Carex sylvatica</i>	<i>Carex umbr osa</i>
<i>Carpinus betulus</i>	<i>Convallaria majalis</i>	<i>Cytisus scoparius</i>
<i>Deschampsia cespitosa</i> [s.str.]	<i>Deschampsia flexuosa</i>	<i>Digitalis grandiflora</i>
<i>Digitalis purpurea</i>	<i>Dryopteris affinis</i>	<i>Dryopteris carthusiana</i>
<i>Dryopteris dilatata</i>	<i>Dryopteris filix-mas</i>	<i>Epilobium angustifolium</i>
<i>Fagus sylvatica</i>	<i>Festuca altissima</i>	<i>Festuca heterophylla</i>
<i>Festuca ovina</i>	<i>Frangula alnus</i>	<i>Galium rotundifolium</i>
<i>Galium saxatile</i>	<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	<i>Hieracium lachenalii</i>
<i>Hieracium laevigatum</i>	<i>Hieracium murorum</i>	<i>Hieracium sabaudum</i>
<i>Hieracium umbellatum</i>	<i>Holcus mollis</i>	<i>Homogyne alpine</i>
<i>Huperzia selago</i>	<i>Hypericum pulchrum</i>	<i>Ilex aquifolium</i>
<i>Lathyrus linifolius</i>	<i>Lonicera nigra</i>	<i>Lonicera periclymenum</i>
<i>Luzula luzuloides</i>	<i>Luzula pilosa</i>	<i>Luzula sylvatica</i>
<i>Lycopodium annotinum</i>	<i>Maianthemum bifolium</i>	<i>Melampyrum pretense</i>
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	<i>Milium effusum</i>	<i>Moehringia trinervia</i>
<i>Molinia caerulea</i> agg.	<i>Monotropa hypopitys</i> agg.	<i>Mycelis muralis</i>
<i>Oreopteris limbosperma</i>	<i>Oxalis acetosella</i>	<i>Phegopteris connectilis</i>
<i>Picea bies</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Poa chaixii</i>
<i>Poa nemoralis</i>	<i>Polygonatum multiflorum</i>	<i>Polygonatum verticillatum</i>
<i>Populus trem ula</i>	<i>Prenanthes purpurea</i>	<i>Pteridium aquilinum</i>
<i>Pyrola minor</i>	<i>Quercus petraea</i>	<i>Quercus robur</i>
<i>Salix caprea</i>	<i>Soldanella Montana</i>	<i>Solidago virgaurea</i>
<i>Sorbus aucuparia</i>	<i>Stellaria holostea</i>	<i>Teucrium scorodonia</i>
<i>Tilia mordata</i>	<i>Trientalis europaea</i>	<i>Vaccinium myrtillus</i>
<i>Veronica officinalis</i>	<i>Viola riviniana</i>	
<i>Barbilophozia floerkei</i>	<i>Bazzania trilobata</i>	<u>Mszaki</u>
<i>Dicranum polysetum</i>	<i>Dicranum scoparium</i>	<i>Dicranella heteromalla</i>
<i>Leucobryum glaucum</i>	<i>Mnium hornum</i>	<i>Hypnum cupressiforme</i>
<i>Pohlia nut ans</i>	<i>Polytrichum formo sum</i>	<i>Plagiothecium undulatum</i>
<i>Ptilium crista-castrensis</i>	<i>Rhytidiadelphus lorens</i>	<i>Pseudotaxiphyllum elegans</i>

9130 - żyzne buczyny

Monitorowanie FFH na poziomie federalnym:

- region Atlantyku: BWI ¹⁾/jeżeli dotyczy Dane dodatkowe
- region kontynentalny: BWI ¹⁾/jeżeli dotyczy Dane dodatkowe
- region alpejski (ocena ekspercka w oparciu o wszystkie dostępne dane)

Kryteria/ wartości	A	B	C
Kompletność struktur siedliskowych typowych dla przestrzeni życiowej	doskonała	dobra	średnia do słabej
Fazy rozwoju lasu/struktura przestrzenna	≥ 3 fazy rozwojowe, występowaniem fazy 4 i 5 łącznie na ≥ 40 % powierzchni	≥ 2 fazy rozwojowe lasu, z występowaniem fazy 4 i 5 łącznie na ≥ 20 % powierzchni	Warunki nie są spełnione ani dla A, ani dla B
Drzewa siedliskowe [szt./ha]	≥ 6 szt./ha	≥ 3 do < 6 Sztuk/ha	< 3 szt./ha
Martwe drewno [szt./ha]	> 3 sztuki/ha martwego drewna, zarówno leżącego jak i stojącego	> 1 do ≤ 3 sztuk/ha leżącego lub stojącego martwego drewna	≤ 1 sztuka/ha martwe drewno
Gatunki typowe dla siedliska	Obecne	W znacznym stopniu obecne	Obecne tylko częściowo
Flora: Zobacz załącznik			
Udział pokrycia [%] typowych dla siedliska gatunków drzewiastych w warstwie(-ach) drzew i krzewów	≥ 90 %	≥ 80 do < 90 %	< 80 %
Kombinacja gatunków typowych dla siedliska i rozkład dominacji w warstwie zielnej (w tym kryptogamów)	Charakterystyczna	Nieznacznie zmieniona	Silnie zmieniona
Utrata wartości	Brak do niskiego poziomu	Średnia	Wyraźna
Udział pokrycia [%] neofitycznych gatunków drzewiastych ²⁾ w warstwie drzew i krzewów	≤ 5 %	> 5 do ≤ 10 %	> 10 %
Udział pokrycia gatunków wskaźnikowych zaburzeń/eutrofizacji (w tym neofitów) w warstwie zielnej	≤ 5 %	> 5 do ≤ 25 %	> 25 %

Uszkodzenia gleby w wyniku jazdy, które powoduje znaczne naruszenie warstwy zielnej (udział powierzchni [%])	≤5% udziału powierzchni uszkodzonej oraz uszkodzenia tylko na szalkach zrywkowych oraz brak kolein na szlakach zrywkowych	>5 i ≤10% udziału powierzchni uszkodzonej oraz/lub nieliczne ślady poza szlakami zrywkowymi oraz/lub umiarkowane koleiny na szlakach	>10% udziału powierzchni uszkodzonej oraz/lub ślady rozjeżdżania liczne poza szlakami oraz/lub głębokie koleiny na szlakach
Usuwanie <i>Ilex aquifolium</i> w drzewostanach pierwotnie bogatych w <i>Ilex</i>	Bez usuwania	≤ 30 % powierzchni	> 30 % powierzchni
Inne zniszczenia (w tym użytkowanie) ^{3,4}	Brak lub tylko niewielkie i małoobszarowe	Średnie	Silne
Inne uszkodzenia	Brak lub nieznaczne	Średni	Silne

1) W ramach BWI jako wielkoobszarowej inwentaryzacji lasów, ocena występowania tego siedliska jest przeprowadzana przy pomocy cech i wartości progowych, które częściowo odbiegają od specyfikacji przedstawionego tu schematu oceny.

2) Neofityczne gatunki drzewiaste odnotowuje się w przypadkach, gdy istnieje ryzyko niekontrolowanego ich rozprzestrzeniania się, są to szczególności *Acer negundo*, *Ailanthus altissima*, *Amelanchier lamarckii*, *Buddleja davidii*, *Fraxinus pennsylvanica*, *Fraxinus americana*, *Mahonia spp.*, *Prunus laurocerasus*, *Prunus serotina*, *Rhus spp.*, *Robinia pseudoacacia*, *Symphoricarpos spp.*. Inne neofityczne gatunki drzewiaste mogą być brane pod uwagę, jeśli według oceny ekspertów istnieje ryzyko niekontrolowanego ich rozprzestrzeniania się.

3) W razie potrzeby należy również uwzględnić w tym miejscu: wycinanie drzew siedliskowych, selektywne usuwanie pionierskich gatunków drzew oraz działania leśne w zakresie odnawiania drzewostanów, które mogą mieć negatywny wpływ na przyszłość siedlisk leśnych, np. podsadzania gatunkami obcymi.

4) O ile w arkuszach oceny nie określono inaczej, gospodarka leśna zbliżona do naturalnej, w ramach, której dba się o glebę i drzewostan, nie jest zagrożeniem. Jednakże, indywidualne praktyki gospodarcze, które skutkują znacznymi negatywnymi zmianami w klimacie wnętrza lasu typowym dla siedliska, mogą prowadzić do poważnego pogorszenia jego stanu.

9130 – Żyzne buczyny. Referencyjna lista gatunków

Drzewa i rośliny zielna	<i>Abies alba</i>	<i>Acer campestre</i>
<i>Acer platanoides</i>	<i>Acer pseudoplatanus</i>	<i>Aconitum lycoctonum</i>
<i>Actaea spicata</i>	<i>Adoxa moschatellina</i>	<i>Allium ursinum</i>
<i>Anemone nemorosa</i>	<i>Anemone ranunculoides</i>	<i>Aposeris foetida</i>
<i>Arum maculatum</i> [s.str.]	<i>Asarum europaeum</i>	<i>Athyrium filix-femina</i>
<i>Betula pendula</i>	<i>Brachypodium sylvaticum</i>	<i>Bromus benekenii</i>
<i>Bromus ramosus</i> s.str.	<i>Campanula trachelium</i>	<i>Cardamine bulbifera</i>
<i>Cardamine enneaphyllos</i>	<i>Cardamine pentaphyllos</i>	<i>Cardamine trifolia</i>
<i>Carex digitata</i>	<i>Carex pilosa</i>	<i>Carex remota</i>
<i>Carex sylvatica</i>	<i>Carpinus betulus</i>	<i>Circaea intermedia</i>
<i>Circaea lutetiana</i>	<i>Convallaria majalis</i>	<i>Corallorhiza trifida</i>
<i>Corydalis cava</i>	<i>Corydalis intermedia</i>	<i>Corydalis solidia</i>
<i>Crataegus spec.</i>	<i>Cyclamen purpurascens</i>	<i>Dactylis polygama</i>
<i>Daphne mezereum</i>	<i>Dryopteris affinis</i>	<i>Dryopteris carthusiana</i>
<i>Dryopteris dilatata</i>	<i>Dryopteris filix-mas</i>	<i>Dryopteris remota</i>
<i>Epipactis helleborine</i> [s.str.]	<i>Epipactis purpurata</i>	<i>Equisetum hyemale</i>
<i>Equisetum pretense</i>	<i>Euonymus latifolia</i>	<i>Euphorbia amygdaloides</i>
<i>Euphorbia dulcis</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	<i>Festuca altissima</i>
<i>Festuca gigantea</i>	<i>Fraxinus excelsior</i>	<i>Gagea lutea</i>
<i>Gagea spathacea</i>	<i>Galium aristatum</i>	<i>Galium odoratum</i>
<i>Galium rotundifolium</i>	<i>Galium sylvaticum</i> [s.str.]	<i>Gymnocarpium dryopteris</i>
<i>Hedera helix</i>	<i>Helleborus viridis</i>	<i>Hepatica nobilis</i>
<i>Hieracium murorum</i>	<i>Hordelymus europaeus</i>	<i>Hypericum montanum</i>
<i>Ilex aquifolium</i>	<i>Impatiens noli-tangere</i>	<i>Knautia dipsacifolia</i>
<i>Lamium galeobdolon</i> [s.str.]	<i>Lamium montanum</i>	<i>Lathyrus vernus</i>
<i>Leucojum vernalis</i>	<i>Lilium martagon</i>	<i>Lonicera alpigena</i>
<i>Lonicera nigra</i>	<i>Lonicera xylosteum</i>	<i>Luzula luzulina</i>
<i>Luzula nivea</i>	<i>Luzula pilosa</i>	<i>Lycopodium annotinum</i>
<i>Maianthemum bifolium</i>	<i>Melampyrum sylvaticum</i>	<i>Melica nutans</i>
<i>Melica uniflora</i>	<i>Mercurialis perennis</i>	<i>Milium effusum</i>
<i>Moneses uniflora</i>	<i>Monotropa hypopitys</i> agg.	<i>Mycelis muralis</i>
<i>Neottia nidus-avis</i>	<i>Orchis pallens</i>	<i>Oxalis acetosella</i>
<i>Paris quadrifolia</i>	<i>Petasites albus</i>	<i>Phegopteris connectilis</i>
<i>Phyteuma nigrum</i>	<i>Phyteuma spicatum</i>	<i>Picea abies</i>
<i>Poa nemoralis</i>	<i>Polygonatum multiflorum</i>	<i>Polygonatum verticillatum</i>
<i>Populus tremula</i>	<i>Prenanthes purpurea</i>	<i>Primula elatior</i>
<i>Prunus avium</i>	<i>Pulmonaria obscura</i>	<i>Quercus petraea</i>
<i>Quercus robur</i>	<i>Ranunculus auricomus</i> agg.	<i>Ranunculus ficaria</i>
<i>Ranunculus lanuginosus</i>	<i>Salix caprea</i>	<i>Salvia glutinosa</i>
<i>Sambucus nigra</i>	<i>Sambucus racemosa</i>	<i>Sanicula europaea</i>
<i>Scrophularia nodosa</i>	<i>Senecio ovatus</i>	<i>Solidago virgaurea</i>
<i>Sorbus aucuparia</i>	<i>Stachys sylvatica</i>	<i>Staphylea pinnata</i>
<i>Stellaria holostea</i>	<i>Stellaria nemorum</i> [s.l.]	<i>Streptopus amplexifolius</i>
<i>Taxus baccata</i>	<i>Thuidium tamariscinum</i>	<i>Tilia cordata</i>
<i>Ulmus glabra</i>	<i>Veronica Montana</i>	<i>Veronica urticifolia</i>
<i>Viola reichenbachiana</i>	<i>Viola riviniana</i>	<i>Mszaki</i>
<i>Atrichum undulatum</i>	<i>Bazzania trilobata</i>	<i>Eurhynchium striatum</i>
<i>Fissidens taxifolius</i>	<i>Plagiochila asplenioides</i>	<i>Rhytidiadelphus lorens</i>

9160 - grąd subatlantycki

Monitorowanie FFH na poziomie federalnym:

- region Atlantyku: Próbką
- region kontynentalny: BWI ¹⁾/jeżeli dotyczy Dane dodatkowe
- region alpejski: brak występowania

Kryteria/ wartości	A	B	C
Kompletność struktur siedliskowych typowych dla przestrzeni życiowej	doskonała	dobra	średnia do słabej
Fazy rozwoju lasu/struktura przestrzenna	≥ 3 fazy rozwojowe, występowaniem fazy 4 i 5 łącznie na ≥ 40 % powierzchni	≥ 2 fazy rozwojowe lasu, z występowaniem fazy 4 i 5 łącznie na ≥ 20 % powierzchni	Warunki nie są spełnione ani dla A, ani dla B
Drzewa siedliskowe [szt./ha]	≥ 6 szt./ha	≥ 3 do < 6 Sztuk/ha	< 3 szt./ha
Martwe drewno [szt./ha]	> 3 sztuki/ha martwego drewna, zarówno leżącego jak i stojącego	> 1 do ≤ 3 sztuk/ha leżącego lub stojącego martwego drewna	≤ 1 sztuka/ha martwe drewno
Gatunki typowe dla siedliska	Obecne	W znacznym stopniu obecne	Obecne tylko częściowo
Flora: Zobacz załącznik			
Udział pokrycia [%] typowych dla siedliska gatunków drzewiastych w warstwie(-ach) drzew i krzewów	≥ 90 %	≥ 80 do < 90 %	< 80 %
Kombinacja gatunków typowych dla siedliska i rozkład dominacji w warstwie zielnej (w tym kryptogamów)	Charakterystyczna, geofity liczne pod względem pokrycia i liczby gatunków	Nieznacznie zmieniona, geofity liczne tylko na części powierzchni	Silnie zmieniona, geofity występują sporadycznie
Utrata wartości	Brak do niskiego poziomu	Średnia	Wyraźna
Udział pokrycia [%] neofitycznych gatunków drzewiastych ²⁾ w warstwie drzew i krzewów	≤ 5 %	> 5 do ≤ 10 %	> 10 %
Udział pokrycia gatunków wskaźnikowych zaburzeń/eutrofizacji (w tym neofitów) w warstwie zielnej	≤ 5 %	> 5 do ≤ 25 %	> 25 %

Uszkodzenia gleby w wyniku jazdy, które powoduje znaczne naruszenie warstwy zielnej (udział powierzchni [%])	≤5% udziału powierzchni uszkodzonej oraz uszkodzenia tylko na szlakach zrywkowych oraz brak kolein na szlakach zrywkowych	>5 i ≤10% udziału powierzchni uszkodzonej oraz/lub nieliczne ślady poza szlakami zrywkowymi oraz/lub umiarkowane koleiny na szlakach	>10% udziału powierzchni uszkodzonej oraz/lub ślady rozjeżdżania liczne poza szlakami oraz/lub głębokie koleiny na szlakach
Usuwanie <i>Ilex aquifolium</i> w drzewostanach pierwotnie bogatych w <i>Ilex</i>	Bez usuwania	≤ 30 % powierzchni	> 30 % powierzchni
Drenaż (np. przez rowy odwadniające)	Brak	Niski do umiarkowanego (nieliczne płytkie rowy)	Silny drenaż (głębokie rowy)
Inne zniszczenia (w tym użytkowanie) ^{3,4}	Brak lub tylko niewielkie i małoobszarowe	Średnie	Silne
Inne uszkodzenia	Brak lub nieznaczne	Średni	Silne

1) W ramach BWI jako wielkoobszarowej inwentaryzacji lasów, ocena występowania tego siedliska jest przeprowadzana przy pomocy cech i wartości progowych, które częściowo odbiegają od specyfikacji przedstawionego tu schematu oceny.

2) Neofityczne gatunki drzewiaste odnotowuje się w przypadkach, gdy istnieje ryzyko niekontrolowanego ich rozprzestrzeniania się, są to szczególności *Acer negundo*, *Ailanthus altissima*, *Amelanchier lamarckii*, *Buddleja davidii*, *Fraxinus pennsylvanica*, *Fraxinus americana*, *Mahonia spp.*, *Prunus laurocerasus*, *Prunus serotina*, *Rhus spp.*, *Robinia pseudoacacia*, *Symphoricarpos spp.*. Inne neofityczne gatunki drzewiaste mogą być brane pod uwagę, jeśli według oceny ekspertów istnieje ryzyko niekontrolowanego ich rozprzestrzeniania się.

3) W razie potrzeby należy również uwzględnić w tym miejscu: wycinanie drzew siedliskowych, selektywne usuwanie pionierskich gatunków drzew oraz działania leśne w zakresie odnawiania drzewostanów, które mogą mieć negatywny wpływ na przyszłość siedlisk leśnych, np. podsadzania gatunkami obcymi.

4) O ile w arkuszach oceny nie określono inaczej, gospodarka leśna zbliżona do naturalnej, w ramach, której dba się o glebę i drzewostan, nie jest zagrożeniem. Jednakże, indywidualne praktyki gospodarcze, które skutkują znacznymi negatywnymi zmianami w klimacie wnętrza lasu typowym dla siedliska, mogą prowadzić do poważnego pogorszenia jego stanu.

9160 - grąd subatlantycki. Referencyjna lista gatunków

Drzewa i rośliny zielne	Abies alba	Acer campestre
Acer platanoides	Acer pseudoplatanus	Aconitum lycoctonum
Adoxa moschatellina	Aegopodium podagraria	Agrostis canina
Ajuga reptans	Allium ursinum	Alnus glutinosa
Anemone nemorosa	Anemone ranunculoides	Arum maculatum [s.str.]
Asarum europaeum	Athyrium filix-femina	Betula pendula
Betula pubescens [s.l.]	Brachypodium sylvaticum	Calamagrostis arundinacea
Campanula trachelium	Cardamine bulbifera (Syn. Dentaria bulbifera)	Cardamine impatiens
Carex acutiformis	Carex brizoides	Carex pallescens
Carex pilosa	Carex remota	Carex sylvatica
Carex umbrosa	Carpinus betulus	Circaea lutetiana
Circaea x intermedia	Convallaria majalis	Corydalis cava
Corydalis intermedia	Corydalis solida	Corylus avellana
Crataegus laevigata [s.l.]	Crataegus rhipidophylla	Crepis paludosa
Dactylis polygama	Dactylorhiza fuchsia	Deschampsia cespitosa [s.str.]
Dryopteris filix-mas	Epipactis helleborine [s.str.]	Epipactis purpurata
Equisetum hyemale	Equisetum pretense	Equisetum sylvaticum
Euonymus europaeus	Fagus sylvatica	Festuca gigantea
Festuca heterophylla	Filipendula ulmaria	Fraxinus excelsior
Gagea lutea	Gagea spathacea	Galium odoratum
Geum rivale	Geum urbanum	Hedera helix
Hepatica nobilis	Humulus lupulus	Ilex aquifolium
Impatiens noli-tangere	Iris pseudacorus	Lamium galeobdolon [s.str.]
Lathraea squamaria	Leucojum vernum	Listera ovate
Lonicera periclymenum	Lonicera xylosteum	Luzula pilosa
Lysimachia nemorum	Lysimachia vulgaris	Malus sylvestris
Melampyrum nemorosum	Melampyrum pretense	Melica nutans
Melica uniflora	Mercurialis perennis	Milium effusum
Moehringia trinervia	Molinia caerulea agg.	Orchis mascula
Oxalis acetosella	Paris quadrifolia	Phyteuma nigrum
Phyteuma spicatum	Platanthera chlorantha	Poa chaixii
Poa nemoralis	Polygonatum multiflorum	Populus tremula
Potentilla sterilis	Primula elatior	Prunus avium
Prunus padus	Pteridium aquilinum	Pulmonaria Montana
Pulmonaria obscura	Quercus petraea	Quercus robur
Ranunculus auricomus agg.	Ranunculus ficaria	Ranunculus lanuginosus
Ribes rubrum	Rosa arvensis	Rumex sanguineus
Salix caprea	Sanicula europaea	Scilla bifolia
Scrophularia nodosa	Selinum carvifolia	Sorbus aucuparia
Stachys sylvatica	Stellaria alsine	Stellaria holostea
Stellaria nemorum [s.l.]	Tilia cordata	Ulmus glabra
Ulmus laevis	Ulmus minor	Valeriana dioica
Veronica montana	Viburnum opulus	Vinca minor
Viola mirabilis	Viola reichenbachiana	Mszaki
Atrichum undulatum	Eurhynchium hians	Eurhynchium praelongum (Kindbergia praelonga)
Eurhynchium striatum	Fissidens taxifolius	Plagiomnium affine
Plagiomnium undulatum	Polytrichum formosum	Sphagnum spec.

9170 - grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny

Monitorowanie FFH na poziomie federalnym:

- region atlantycki: brak monitorowania (wystąpienia wliczają się do KON)
- region kontynentalny: BWI ¹⁾/jeżeli dotyczy Dane dodatkowe
- region alpejski: brak występowania

Kryteria/ wartości	A	B	C
Kompletność struktur siedliskowych typowych dla przestrzeni życiowej	doskonała	dobra	średnia do słabej
Fazy rozwoju lasu/struktura przestrzenna	≥ 3 fazy rozwojowe, występowaniem fazy 4 i 5 łącznie na ≥ 40 % powierzchni	≥ 2 fazy rozwojowe lasu, z występowaniem fazy 4 i 5 łącznie na ≥ 20 % powierzchni	Warunki nie są spełnione ani dla A, ani dla B
Drzewa siedliskowe [szt./ha]	≥ 6 szt./ha	≥ 3 do < 6 Sztuk/ha	< 3 szt./ha
Martwe drewno [szt./ha]	> 3 sztuki/ha martwego drewna, zarówno leżącego jak i stojącego	> 1 do ≤ 3 sztuk/ha leżącego lub stojącego martwego drewna	≤ 1 sztuka/ha martwe drewno
Gatunki typowe dla siedliska	Obecne	W znacznym stopniu obecne	Obecne tylko częściowo
Flora: Zobacz załącznik			
Udział pokrycia [%] typowych dla siedliska gatunków drzewiastych w warstwie(-ach) drzew i krzewów	≥ 90 %	≥ 80 do < 90 %	< 80 %
Kombinacja gatunków typowych dla siedliska i rozkład dominacji w warstwie zielnej (w tym kryptogamów)	Charakterystyczna	Nieznacznie zmieniona	Silnie zmieniona
Utrata wartości	Brak do niskiego poziomu	Średnia	Wyraźna
Udział pokrycia [%] neofitycznych gatunków drzewiastych ²⁾ w warstwie drzew i krzewów	≤ 5 %	> 5 do ≤ 10 %	> 10 %
Udział pokrycia gatunków wskaźnikowych zaburzeń/eutrofizacji (w tym neofitów) w warstwie zielnej	≤ 5 %	> 5 do ≤ 25 %	> 25 %

Uszkodzenia gleby w wyniku jazdy, które powoduje znaczne naruszenie warstwy zielnej (udział powierzchni [%])	≤5% udziału powierzchni uszkodzonej oraz uszkodzenia tylko na szlakach zrywkowych oraz brak kolein na szlakach zrywkowych	>5 i ≤10% udziału powierzchni uszkodzonej oraz/lub nieliczne ślady poza szlakami zrywkowymi oraz/lub umiarkowane koleiny na szlakach	>10% udziału powierzchni uszkodzonej oraz/lub ślady rozjeżdżania liczne poza szlakami oraz/lub głębokie koleiny na szlakach
Inne zniszczenia (w tym użytkowanie) ^{3,4}	Brak lub tylko niewielkie i małoobszarowe	Średnie	Silne
Inne uszkodzenia	Brak lub nieznaczne	Średni	Silne

1) W ramach BWI jako wielkoobszarowej inwentaryzacji lasów, ocena występowania tego siedliska jest przeprowadzana przy pomocy cech i wartości progowych, które częściowo odbiegają od specyfikacji przedstawionego tu schematu oceny.

2) Neofityczne gatunki drzewiaste odnotowuje się w przypadkach, gdy istnieje ryzyko niekontrolowanego ich rozprzestrzeniania się, są to szczególności *Acer negundo*, *Ailanthus altissima*, *Amelanchier lamarckii*, *Buddleja davidii*, *Fraxinus pennsylvanica*, *Fraxinus americana*, *Mahonia spp.*, *Prunus laurocerasus*, *Prunus serotina*, *Rhus spp.*, *Robinia pseudoacacia*, *Symphoricarpos spp.*. Inne neofityczne gatunki drzewiaste mogą być brane pod uwagę, jeśli według oceny ekspertów istnieje ryzyko niekontrolowanego ich rozprzestrzenienia się.

3) W razie potrzeby należy również uwzględnić w tym miejscu: wycinanie drzew siedliskowych, selektywne usuwanie pionierskich gatunków drzew oraz działania leśne w zakresie odnawiania drzewostanów, które mogą mieć negatywny wpływ na przyszłość siedlisk leśnych, np. podsadzania gatunkami obcymi.

4) O ile w arkuszach oceny nie określono inaczej, gospodarka leśna zbliżona do naturalnej, w ramach, której dba się o glebę i drzewostan, nie jest zagrożeniem. Jednakże, indywidualne praktyki gospodarcze, które skutkują znacznymi negatywnymi zmianami w klimacie wnętrza lasu typowym dla siedliska, mogą prowadzić do poważnego pogorszenia jego stanu.

9170 - grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny. Referencyjna lista gatunków

Drzewa i rośliny zielne	Acer campestre	Acer monspessulanum
Acer platanoides	Acer pseudoplatanus	Anemone nemorosa
Anemone ranunculoides	Anthericum liliago	Aposeris foetida
Aquilegia vulgaris [s.str.]	Arabis hirsute	Arabis pauciflora (Fourraea alpina)
Asarum europaeum	Betula pendula	Brachypodium pinnatum
Brachypodium sylvaticum	Bromus benekenii	Bromus ramosus [s.str.]
Bupleurum falcatum	Bupleurum longifolium	Calamagrostis arundinacea
Campanula persicifolia	Campanula rapunculoides	Campanula trachelium
Cardamine bulbifera	Carex digitata	Carex flacca
Carex humilis	Carex Montana	Carex umbrosa
Carpinus betulus	Convallaria majalis	Cornus mas
Cornus sanguine	Corydalis cava	Corydalis intermedia
Corydalis pumila	Corydalis solida	Corylus avellana
Crataegus laevigata [s.l.]	Crataegus monogyna	Crataegus rhipidophylla
Cynoglossum germanicum	Dactylis polygama	Daphne mezereum
Digitalis grandiflora	Epipactis helleborine [s.str.]	Euonymus europaea
Euphorbia amygdaloides	Euphorbia cyparissias	Euphorbia dulcis
Fagus sylvatica	Festuca heterophylla	Fraxinus excelsior
Gagea lutea	Gagea minima	Gagea spathacea
Galium odoratum	Galium sylvaticum	Geranium sanguineum
Hedera helix	Helleborus foetidus	Hepatica nobilis
Hieracium murorum	Hypericum montanum	Inula conyzae
Lamium galeobdolon [s.str.]	Laser trilobum	Laserpitium latifolium
Lathyrus niger	Lathyrus vernus	Ligustrum vulgare
Lilium martagon	Lithospermum purpureoeruleum	Lonicera xylosteum
Luzula luzuloides	Malus sylvestris	Melampyrum cristatum
Melampyrum nemorosum	Melica nutans	Melica picta
Melica uniflora	Melittis melissophyllum	Mercurialis perennis
Milium effusum	Neottia nidus-avis	Orchis mascula
Orchis purpurea	Origanum vulgare	Phyteuma nigrum
Phyteuma spicatum	Poa nemoralis	Polygonatum multiflorum
Polygonatum odoratum	Populus tremula	Potentilla alba
Potentilla sterilis	Primula veris	Prunus avium
Prunus spinosa agg.	Pulmonaria angustifolia	Pulmonaria mollis
Pulmonaria montana	Pyrus pyraeaster	Quercus petraea
Quercus robur	Ranunculus auricomus agg.	Rhamnus cathartica
Rosa arvensis	Rosa gallica	Serratula tinctoria [s.l.]
Seseli libanotis	Sesleria albicans	Silene nutans
Solidago virgaurea	Sorbus aria agg.	Sorbus aucuparia
Sorbus domestica	Sorbus torminalis	Sorbus x latifolia
Stellaria holostea	Tanacetum corymbosum	Thalictrum minus
Tilia cordata	Tilia platyphyllos	Ulmus minor
Viburnum lantana	Vicia cassubica	Vicia dumetorum
Vicia pisiformis	Vinca minor	Vincetoxicum hirundinaria
Viola hirta	Viola mirabilis	Viola reichenbachiana
Mszaki	Atrichum undulatum	Eurhynchium striatum
Plagiochila asplenoides	Plagiomnium undulatum	Rhytidiadelphus triquetrus

Metoda rejestracji i oceny leśnych siedlisk przyrodniczych FFH w ramach III krajowej inwentaryzacji lasów (BWI-2012)

Methode zur Erfassung und Bewertung der FFH-Waldlebensraumtypen im Rahmen der dritten Bundeswaldinventur (BWI-2012)

Redakcja: Franz Kroiher, Stefan Müller-Kroehling, Friedrich Schmitz, Ulrich Sukopp

Franz Kroiher

Thünen-Institut für Waldökosysteme
Alfred-Möller-Straße 1, Haus 41/42
16225 Eberswalde
Tel.: +49 (0)3334 / 3820 - 309
Fax: +49 (0)3334 / 3820 - 354
E-Mail: franz.kroiher@thuenen.de

Dr. Stefan Müller-Kroehling

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF)
Abt. 6 Biodiversität, Naturschutz, Jagd
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1
85354 Freising
Tel.: +49 (0)8161 / 71-4927
Fax: +49 (0)8161 / 71-497
E-Mail: Stefan.Mueller-Kroehling@lwf.bayern.de

Friedrich Schmitz

Referat 535
Nachhaltige Waldbewirtschaftung, Holzmarkt
Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft
Rochusstraße 1
53123 Bonn
Tel.: +49 (0)228 / 99 529 - 4167
Fax: +49 (0)228 / 99 529 - 4262
E-Mail: friedrich.schmitz@bmel.bund.de

Dr. Ulrich Sukopp

Bundesamt für Naturschutz
Fachgebiet II 1.3, Monitoring
Konstantinstr. 110
53179 Bonn
Tel.: +49 (0)228 / 8491 - 1474
Fax: +49 (0)228 / 8491 - 1869
E-Mail : ulrich.sukopp@bfn.de

Thünen Working Paper 69

Eberswalde/Deutschland, Januar 2017

Współautorzy:

Treść niniejszego dokumentu roboczego została opracowana w federalnej grupie roboczej „Natura 2000 w lesie” z udziałem następujących osób:

M. Abiy (HE), Dr. E. Aldinger (Vorsitz, BW), J. Boddenberg (*, TH), Ch. Boele-Keimer (NI), Dr. A. Buschmann (BfN), Ch. Feuring (Bundesimmobilien), M. Giercke (Bundesimmobilien), A. Henkel (TH), Dr. M. Homann (SN), H. Hoppe (ST), D. Jünemann (NW), H. König (RP), F. Kroiher (*, TI-WO), K. Lehninger (MV), C. Marckmann (*, NW), K. Müller (BB), Dr. St. Müller-Kroehling (* AG-Leitung, BY), M. Neukirchen (BfN), H. Raith (ST), G. Rammo (SL), A. Rosenberg (MV), A. Schabel (BW), Ch. Schaper (NI), N. Schmalfuss (BW), L. Schmid (BImA), F. Schmitz (*, BMEL), H. Schneider (HE), Dr. E. Schröder ((†)*, BfN), Dr. U. Sukopp (BfN), A. Sippel (BW), Dr. A. Ssymanck (BfN), V. Tschöpe (BW), St. Ulrik (SH), A. Von der Lancken (NI), K. Weddeling (*, BfN).

Został on oparty na metodzie opracowanej przez przygotowawczą grupę roboczą. Członkowie tej grupy roboczej są oznaczeni * na powyższej liście.

Następujące osoby z grupy kierowników inwentaryzacji BWI oceniły pracę federalnej grupy roboczej „Natura 2000 w lesie” pod kątem jej praktycznej wykonalności:

I. Abel (NI), E. Binnemann (ST), J. Diesler (RP), L. Falkenried (NW), E. Fritz (SL), R.P. Hinrichsen (SH), Dr. G. Kändler (BW), Dr. H.J. Klemmt (BY), K. Lindenkreuz (MV), J. Müller (BB), U. Neupert (NI), Dr. H. Polley (TI-WO), M. Schmid (SN), F. Schmitz (BMEL), J. Schwerhoff (TH), T. Ullrich (HE).

Następujące osoby z grupy kontaktowej LANA-FCK pomogły rozwiązać sporne problemy:

Dr. R. Burkhardt (RP), W. Erb (BW), H. König (RP), Ch. Linke (MV), F. Robisch (TH), Dr. G. Verbücheln (NW).

Następujące osoby z Instytutu Thünen przeprowadziły kontrolę zasad określania i oceny pod kątem ich przejrzystości oraz realizacji programu:

P. Hennig, F. Kroiher, Th. Stauber.

LANA i FCK zdecydowały się na wcześniejszą wersję metodologii ewidencjonowania zasobów leśnych typów siedliskowych opisanych w niniejszym dokumencie roboczym:

(a) Spotkanie FCK 12./13. Listopad 2009, posiedzenie FCK 23./24. Kwiecień 2013,

(b) 101. spotkanie LANA w dniach 4 i 5 marca 2010 r. w Schwerinie.

Streszczenie

Art. 11 dyrektywy siedliskowej wymaga wdrożenia monitorowania na całym obszarze m.in. stanu ochrony typów siedlisk przyrodniczych (LRT) w państwach członkowskich. W Niemczech Federalna Grupa Robocza ds. Ochrony Przyrody, Gospodarki Krajobrazowej i Rekreacji (LANA) zwróciła się do Komisji Leśnictwa (FCK) o uzupełnienie Federalnej Inwentaryzacji Lasów (BWI) o metodykę rejestracji/oceny rozpowszechnionych typów siedlisk leśnych (WLRT) na potrzeby Krajowego Raportu Siedliskowego (FFH). Opisana tu koncepcja przedstawia metodę rejestracji i oceny dużych lub często występujących typów siedlisk przyrodniczych FFH-WLRT w ramach trzeciej inwentaryzacji lasów federalnych (BWI-2012). Uwzględnia ona wymagania UE oraz dokumenty Federalnej Grupy Roboczej ds. Ochrony Przyrody, Gospodarki Krajobrazowej i Rekreacji przy Komisji Leśnictwa LANA-FCK z 2004 roku. Ogólnokrajowy monitoring FFH i Krajowy Raport FFH dostarczają informacji o stanie ochrony każdego WLRT na poziomie regionów biogeograficznych w Niemczech, ale nie na poziomie kraju związkowego lub w odniesieniu do jeszcze mniejszych pod obszarów, takich jak pojedynczy płat FFH. Poprzez wdrożenie opisanej tutaj koncepcji, kraje związkowe mogą wykorzystać istniejący system monitoringu i w ten sposób wnieść swój niezbędny wkład w obszarze WLRT do niemieckiego obowiązku raportowania FFH.

Metodologia ta została przyjęta przez FCK i LANA i włączona do procedury BWI przez rząd federalny i kraje związkowe. Wyniki badania zostały włączone do krajowego raportu FFH za rok 2013. W ramach działań następnych w stosunku do BWI-2012 zaktualizowano opis metodyki.

1. Przyczyna, specyfikacja, kolejność, dalsza procedura

1.1. Zaangażowanie w monitorowanie FFH i Krajowy Raport FFH

Zgodnie z Dyrektywą Siedliskową stan ochrony typów siedlisk przyrodniczych (FFH-LRT) i gatunków musi być monitorowany i oceniany oddzielnie dla każdego regionu biogeograficznego (BGR) w całej UE. Niniejsza praca pokazuje, w jaki sposób dane do oceny stanu ochrony typów siedlisk leśnych (WLRT) występujących w Niemczech mogą być zebrane przy rozsądnym nakładzie pracy w ramach Federalnej Inwentaryzacji Lasów (BWI).

dostępnych danych. UE nie określiła żadnych wymogów metodologicznych dotyczących Zgodnie z art. 17 w związku z art. 11 Dyrektywy Siedliskowej państwa członkowskie (MS) muszą co sześć lat składać Komisji UE (KOM) sprawozdania na temat stanu zachowania siedlisk przyrodniczych. Art. 11 Dyrektywy Siedliskowej dotyczy monitorowania stanu ochrony. W 2007 roku wprowadzono system monitoringu dla atlantyckiego i kontynentalnego regionu biogeograficznego Niemiec, który zbiera dane o stanie zachowania obszarów chronionych Dyrektywy Siedliskowej na potrzeby Krajowego Raportu Siedliskowego. Koncepcja tego trudnego metodologicznie zadania została opracowana w ramach projektów badawczych BfN (por. np. Sachteleben & Behrens 2010). Sprawozdanie dla Komisji odbywa się w cyklu sześcioletnim (sprawozdanie za lata 2001-2006 w 2007 r., kolejne sprawozdanie za lata 2007-2012 w 2013 r.) i jest przygotowywane na podstawie aktualnie metod badania, ale zaleca stosowanie metod próbkowania w przypadku powszechnych lub szeroko rozpowszechnionych siedlisk przyrodniczych. Pozostawia ona opracowanie koncepcji monitoringu w dużej mierze w gestii państw członkowskich, ale w dokumencie strategicznym Komitetu ds. siedlisk naturalnych (DocHab-04- 03/03 rew.3, Komisja UE (2005) lub zaktualizowana wersja DocHab-11-05/03, Komisja UE (2011)) określa format sprawozdania.

Zgodnie z wymogami UE (DocHab-04-03/03 rew.3 i DocHab-11-05/03) dane dotyczące następujących parametrów mają zostać zagregowane na poziomie regionu biogeograficznego dla każdego typu siedlisk przyrodniczych w celu oceny stanu ochrony i ocenione w formie sygnalizacji świetlnej (czerwony = niekorzystny - zły, żółty = niekorzystny - niewystarczający, zielony = korzystny):

Tabela 1: Parametry do oceny stanu ochrony WLRT i związane z tym gromadzenie danych w BWI

Parametr na poziomie regionu biogeograficznego	Opis (w odniesieniu do BWI)
Zasięg siedliska i właściwy zasięg referencyjny	Aktualny obszar rozmieszczenia (km ²) LRT w formie mapy rozmieszczenia (zewnątrzna granica obszaru rozmieszczenia) oraz tendencje w zakresie zasięgu obszaru
Powierzchnia siedliska i właściwa powierzchnia referencyjna	Obszar faktycznie zajmowany przez LRT w ha, przedstawiony również jako rastrowa mapa rozmieszczenia oraz trend
Specyficzne struktury i funkcje wraz z typowymi gatunkami	Istotne parametry strukturalne (do określenia przez państwo członkowskie, w lesie np. zasoby martwego drewna, fazy rozwoju) oraz występowanie typowych gatunków drzew i innych gatunków
Perspektywy ochrony	Ekspertcka ocena rozwoju LRT w przyszłości pod kątem zagrożeń, osłabienia i długoterminowej zdolności do przetrwania

1.1. Potencjalne synergie między obowiązkiem sprawozdawczym FFH a BWI

Istnieją znaczne podobieństwa/związki między obowiązkami BWI i FFH w zakresie monitorowania/sprawozdawczości, takie jak w szczególności:

- podejście ogólnokrajowe,
- podejście oparte na próbkach,
- okresowe powtarzanie badań w porównywalnych okresach,
- BWI gromadzi wiele cech wymaganych dla oceny FFH dla WLRT.

Opracowano propozycję, w jaki sposób wyniki BWI mogą być wykorzystane w raportach FFH. Możliwe korzyści z wykorzystania danych BWI dla Krajowych Raportów Siedliskowych to:

- miarodajne, wiarygodne, statystycznie potwierdzone dane do celów wypełnienia zobowiązań sprawozdawczych Niemiec,
- informacje do oceny parametrów wymaganych w Dyrektywie Siedliskowej: częściowo zasięg siedliska, częściowo powierzchnia siedliska, specyficzne struktury i funkcje (w tym gatunki typowe dla siedliska),
- dane rejestrowane przez pracowników leśnictwa (wykorzystanie istniejących kompetencji),
- oszczędność kosztów w porównaniu z nowym systemem pobierania próbek, który ma być ustanowiony, np. przez organy ochrony przyrody,
- mniejsza liczba badań państwowych koniecznych w lasach prywatnych (łączenie), a tym samym mniejszy wysiłek w zakresie koordynacji z właścicielami gruntów i

stowarzyszeniami,

- jednolita metodologia we wszystkich krajach związkowych,
- jednolity system szkoleń,
- wykorzystanie istniejącej sieci powierzchni,
- stabilna podstawa oceny dla WLRT, które są znaczące pod względem obszaru ze względu na dużą liczbę próbek,
- wykorzystanie istniejącej marki BWI wśród właścicieli lasów,
- dostępność serii danych z BWI-1987 i BWI-2002 dla cech już zebranych w tym czasie (dla ocen retrospektywnych, serie czasowe),
- obowiązek sprawozdawczy FFH jako dodatkowe wykorzystanie danych BWI zgodnie ze specyfikacją art. 41a ust. 1 federalnej ustawy o lasach stanowi, że w ramach inwentaryzacji lasów federalnych należy zwrócić uwagę na użyteczność danych podstawowych również w ramach obserwacji zgodnie z art. 6 federalnej ustawy o ochronie przyrody (monitorowanie ochrony przyrody).

Te synergie zostały wykorzystane w ramach procesu BWI-2012. Jednak monitoring WLRT wymagał dodatkowych cech badania w BWI-2012. Ten dodatkowy wysiłek został zrównoważony przez oszczędności w systemie "63 próbek" (koncepcja BfN i organów ochrony przyrody krajów związkowych, por. Sachteleben & Behrens 2010).

2.Uwzględnienie typów siedlisk leśnych

2.1.WLRT, które mogą być opracowane / mają być opracowane w BWI-2012

Kraje związkowe opowiedziały się za¹ zbadaniem, czy międzynarodowy monitoring i związane z nim dostarczanie danych do krajowych raportów FFH na temat WLRT zgodnie z art. 11 i 17 Dyrektywy Siedliskowej może być spełnione we wszystkich trzech regionach biogeograficznych Niemiec za pomocą BWI-2012. Zakłada to statystycznie wystarczająco dokładny zapis WLRT w danym regionie biogeograficznym.

WLRT, które nie są wystarczająco objęte BWI, muszą być przetwarzane przez inne odpowiednie badania poza BWI. Zasadą jest tutaj: im większy jest obszar BGR w

¹ Między innymi na spotkaniu rządu federalnego i krajów związkowych w sprawie przygotowania trzeciej federalnej inwentaryzacji lasów w dniach 19-20.09.2006 r., BMELV, Bonn, jak również zasadnicza zgoda FCK na badanie WLRT w BWI w maju 2008 r.

Niemczech, tym mniejsza jest liczba WLRT. W regionie alpejskim, w którym tylko Bawaria ma udział w Niemczech, nie wykorzystano danych z BWI-2012, ponieważ wyniki oceny dla wszystkich występujących tu WLRT zostały dostarczone bezpośrednio przez Bawarię.

Poniższa lista zawiera dane o powierzchni WLRT krajów związkowych z Krajowego Raportu Siedliskowego 2007 (tabela 2). Statystyczna pewność stwierdzenia zależy od liczby prób i wariancji obserwowanej cechy. Ponadto, przed przeprowadzeniem BWI-2012 nie było wiadomo, jaka liczba próbek zostanie osiągnięta dla WLRT w poszczególnych BGR. Pięć najbardziej rozpowszechnionych WLRT pod względem obszaru występowania obejmuje 82% obszaru wszystkich WLRT występujących w Niemczech. Przynajmniej dla tych szczególnie powszechnych WLRT, statystycznie wiarygodne dane zostały obliczone w okresie poprzedzającym BWI 2012.

Tabela 2: Obszary WLRT zgodnie z informacjami zawartymi w Krajowym Raporcie Siedliskowym 2007; dla WLRT z zaznaczonymi na zielono obszarami, statystycznie wiarygodne wyniki zostały obliczone w okresie poprzedzającym BWI 2012.

WLRT		Powierzchnia BGR (ha)			Łączna powierzchnia (ha)	Udział (%) w całkowitej powierzchni wszystkich WLRT w Niemczech
		ATL	CON	ALP		
1	9130	21 311	660 832	60 000	742 143	42,5
2	9110	25 719	590 406	800	616 925	35,3
3	(9120)	650	190			
4	91E0	7 671	60 282	2 100	70 053	4,0
5	9170	2 056	66 487	-	68 543	3,9
6	9160	23 531	29 340	-	52 871	3,0
7	9410	-	44 600	5 000	49 600	2,8
8	91D0	21 815	19 814	380	42 010	2,4
9	9150	65	32 329	1 050	33 444	1,9
10	9190	13 993	14 555	-	28 548	1,6
11	9180	-	21 096	1 200	22 296	1,3
12	91F0	586	13 426	-	14 012	0,8
13	2180	210	3 947	-	3 947	0,2
14	9140	-	804	900	1 704	0,1
15	9420	-	-	1 300	1 300	0,1
16	91T0	6	426	-	432	0,0
17	91U0	-	277	-	277	0,0

WLRT		Powierzchnia BGR (ha)			Łączna powierzchnia (ha)	Udział (%) w całkowitej powierzchni wszystkich WLRT w Niemczech
18	91G0	-	74	-	74	0,0
19	9430	nie występuje				0,0
					1.748.179	100,0

Dla WLRT, które nie mogą być ocenione przy użyciu danych z BWI-2012, raporty mają być opracowane na podstawie ogólnokrajowego monitoringu FFH prowadzonego przez organy ochrony przyrody. Ponieważ jednak nie spełnia to wszystkich kryteriów DS, należy wykorzystać inne źródła danych, zwłaszcza w odniesieniu do powierzchni i zasięgu.

Ze względów formalnych, następujące WLRT nie są przetwarzane w ramach BWI:

- *4070 - nie jest lasem w rozumieniu BWI i dlatego nie podlega BWI.
- *9430 - nie są oczekiwane przez KOM dla Niemiec; WLRT może być uwzględniony jako cecha narodowa dla BY na wniosek BY, ale jego całkowita powierzchnia jest tak mała, że nie może być przetwarzana przez BWI.²

WLRT 9120 Atlantyczne kwaśne buczyny z *Ilex* jest dodana do WLRT 9110 z powodu niewielkich udziałów powierzchniowych i wysokiego podobieństwa (por. Także w podręczniku BfN przez Ssymank et al. 1998, str. 337). WLRT 9120 występuje tylko w atlantyckich obszarach Europy (nie oznacza to atlantyckiego BGR). Chociaż Komisja przyjęła sprawozdania dotyczące tej WLRT z niektórych niemieckich krajów związkowych, powinny one zostać dodane do WLRT 9110 w przyszłości z powodów technicznych.

WLRT 91G0 jest niezwykle rzadki w Niemczech. Nie należało zatem oczekiwać, że BWI będzie rejestrował te dane. Pod względem struktury lasu i składu gatunkowego

² Komisja Europejska usunęła ten WLRT z niemieckiej listy, wychodząc z założenia, że w Niemczech występują tylko mieszane drzewostany z *Pinus uncinata*. Lasy sosnowe z dominacją *Pinus sylvestris* nie wchodzą w zakres tego WLRT. W przypadku lasów z udziałem *Pinus uncinata* nie było dotychczas obowiązku raportowania w Bawarii, ponieważ ten LKP nie znajduje się obecnie na liście kontrolnej UE dla Niemiec. Status genetyczny występowania *Pinus uncinata* w Bawarii wymaga jednak weryfikacji.

WLRT 91G0 jest blisko spokrewniony z WLRT 9170, tak więc występowanie WLRT 91G0 można zaliczyć do występowania WLRT 9170.

Z powodów technicznych, następujące WLRT nie są badane w BWI:

WLRT 91T0 i 91U0 występują w Niemczech tak rzadko, że nie są odnotowywane wystarczająco często w BWI. Ze względu na dominację sosny można je odróżnić od innych bogatych w sosnę WLRT lub lasów nie będących WLRT tylko na podstawie cech roślinności runa. Ze względu na ten niekorzystny stosunek kosztów do korzyści nie są one przetwarzane w BWI.

Podtypy:

W przypadku niektórych WLRT zróżnicowanie podtypów UE jest konieczne do monitorowania, ponieważ w przeciwnym razie nie można sensownie ocenić składu gatunkowego drzew. W 2007 r. Stały Komitet LANA "Fundamentalne kwestie i Natura 2000" zdecydował, że krajowy raport FFH powinien być przeprowadzony na poziomie WLRT. Podtypy zostały zatem podsumowane na potrzeby sprawozdania.

W przypadku liniowych wystąpień WLRT, które mogą nie spełniać definicji lasu ze względu na ich niewystarczającą szerokość (np. kod 91E0 wzdłuż cieków wodnych), BWI może rejestrować tylko część, która jest klasyfikowana jako las. Niezarejestrowane części zostaną ocenione w drodze głosowania ekspertów lub poprzez dodatkowe dane od organów ochrony przyrody. WLRT są zapisywane zgodnie z listą w tabeli 3.

Tabela 3: BWI i FFH kod WLRT (BMELV, 2011, rozdział 5.7.5)

BWI-Kod	FFH-Kod	Oznaczenie WLRT
0	0	Brak WLRT
2180	2180	Lasy mieszane i bory na wydmach nadmorskich
9110	9110	Kwaśne buczyny
9130	9130	Żyzne buczyny
9140	9140	Górskie jaworzyny ziołoroślowe
9150	9150	Ciepłolubne buczyny storczykowe
9160	9160	Grąd subatlantycki
9170	9170	Grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny
9180	*9180	Jaworzyny i lasy klonowo- lipowe na stokach i zboczach
9190	9190	Kwaśne dąbrowy

BWI-Kod	FFH-Kod	Oznaczenie WLRT
9210	*91D0	Bory i lasy bagienne (stosowany wyłącznie w przypadku, gdy nie można przypisać żadnego z czterech podtypów)
9211	*91D1	Brzezina bagienna
9212	*91D2	Sosnowy bór bagienny
9213	*91D3	Górskie torfowiska wysokie z sosną drzewokosą i kosodrzewiną
9214	*91D4	Podmokła i torfowiskowa świerczyna górską
9220	*91E0	Łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe
9230	91F0	Łęgowe lasy dębowo- wiązowo-jesionowe
9240	*91G0	Lasy panońskie z <i>Quercus petraea</i> i <i>Carpinus betulus</i>
9410	9410	Górskie bory świerkowe
9420	9420	Górski bór limbowo-świerkowy

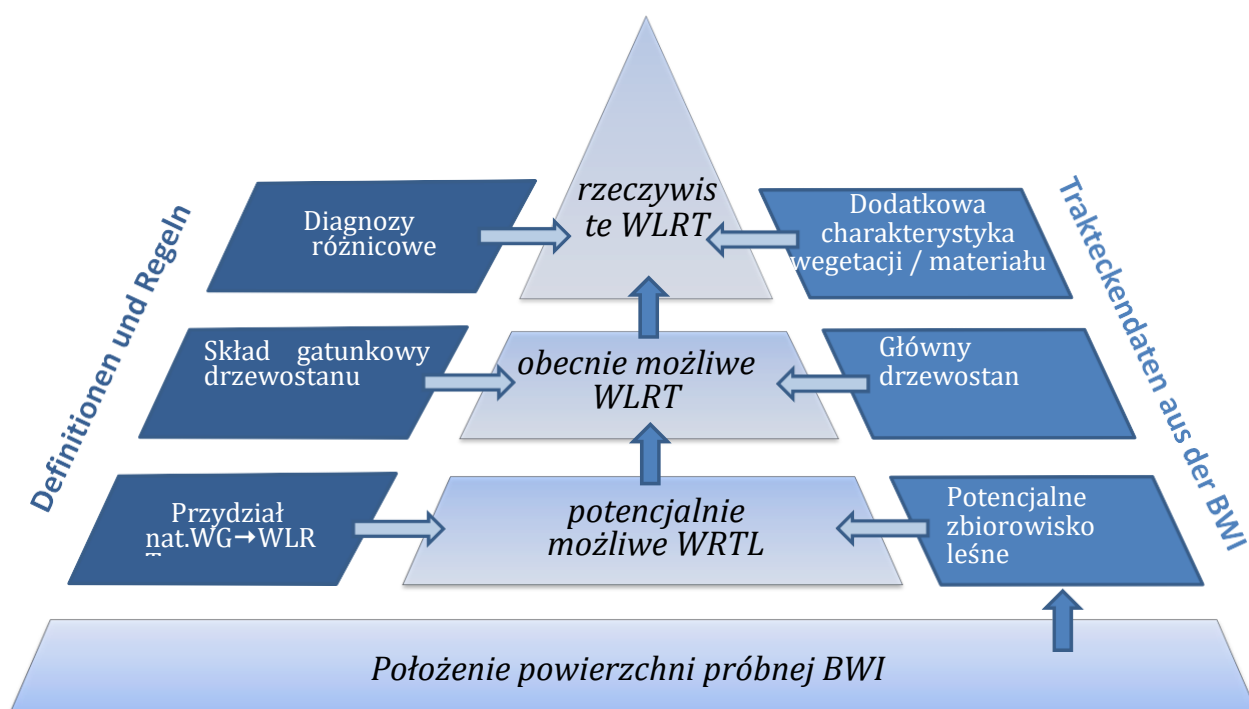
* priorytetowy typ siedliska leśnego

2.2. Obszar występowania

Obszar występowania i powierzchnia WLRT w BGR są określane na podstawie sprawozdań organów ochrony przyrody krajów związkowych. Raporty te mają być uzupełnione danymi BWI na temat występowania WLRT i ogólnokrajowymi szacunkami statystycznymi opartymi na tych danych³. Określając zmiany w porównaniu z poprzednim badaniem, można oszacować trend dla tych dwóch podkryteriów dla kolejnych BWI. Dane obszarowe BWI-2012 nie zostały wykorzystane w Krajowym Raporcie Siedliskowym 2013.

2.3. Określenie WLRT na powierzchni próbnej BWI

Określenie WLRT na danym szlaku odbywa się w czterech krokach (Ryc.1):



Ryc.1: Przegląd procedury wyznaczania WLRT na fragmencie BWI. Użyte skróty: Sto = stanowisko; H, N, P = główne, drugorzędne i pionierskie gatunki drzew; Pot. = potencjalny; nat.WG = naturalne zbiorowisko leśne.

³ Procedura BfN zgodnie z wymogami UE w koordynacji z krajami związkowymi

2.3.1 Krok 1: Określenie lokalizacji

Punktem wyjścia do określenia WLRT jest położenie powierzchni próbnej BWI.

Informacje o terenie są ważną podstawą do określenia naturalnego zbiorowiska leśnego i WLRT. Kraje związkowe włączają informacje o terenie do procesu decyzyjnego w celu określenia naturalnych zbiorowisk leśnych i WLRT dla swoich obszarów zgodnie ze swoimi możliwościami. Z technicznego punktu widzenia informacje o lokalizacji powinny być uzyskane z jednego źródła dla każdego kraju w skali co najmniej 1: 10.000 (lepiej 1: 5.000) są dostępne dla każdej powierzchni w celu identyfikacji i weryfikacji naturalnego zbiorowiska leśnego (a więc również WLRT). Procedura jest dokumentowana w formie swobodnego tekstu, tak aby decyzja była zrozumiała.

W przypadku BWI-2012 informacje o lokalizacji z krajów związkowych były dostępne w różnym stopniu i różnej jakości. Jednolite dla całego kraju informacje o miejscu w małej skali, które mogą być wykorzystane w ramach standardowej procedury badawczej dla WLRT, poprawiłyby wiarygodność uwzględnienia WLRT, zwłaszcza w przypadkach granicznych i wątpliwych, i wydaje się, że byłaby to rozsądna inwestycja w sieć próbkowania BWI dla przyszłych badań.

2.3.2. Krok 2: Określenie naturalnego zbiorowiska leśnego i potencjalnie możliwych WLRT

Teren określa naturalne zbiorowisko leśne wg BWI (skład gatunkowy potencjalnej roślinności naturalnej).

Naturalne zbiorowisko leśne na danej działce zostało wyprowadzone przez państwa związkowe. W związku z różnym poziomem znajomości informacji o tym obszarze w poszczególnych krajach związkowych, wykorzystano różne źródła informacji, takie jak mapy terenów leśnych, mapy gleb, mapy chronionych zbiorowisk leśnych i WLRT. W przypadku przyszłych badań BWI te ważne informacje podstawowe dla przydziałów algorytmicznych powinny zostać skonsolidowane przez zarządzanie wykazami na szczeblu prowincji i federalne zarządzanie wykazami.

BfN i kraje związkowe sporządziły listę przydziału(załącznik 3) naturalnych zbiorowisk leśnych i WLRT.

24 naturalne zbiorowiska leśne są wyraźnie przypisane do jednego WLRT, w dziesięciu naturalnych zbiorowiskach leśnych może występować kilka WLRT. Do siedmiu naturalnych zbiorowisk leśnych nie przypisano WLRT. W ten sposób dla każdej jednostki wiadomo, które WLRT potencjalnie tam występuje, lub które WLRT potencjalnie tam występują.

2.3.3. Krok 3: Określenie aktualnie możliwych WLRT

Aby określić aktualnie możliwe WLRT, kolejnym krokiem jest sprawdzenie, czy gatunki drzew w drzewostanie głównym (definicja patrz Rozdział 3.1.3) są głównymi (H), domieszkowymi (N) lub pionierskimi (P) gatunkami drzew dla potencjalnie możliwych WLRT lub WLRT. H, N i P muszą mieć minimalny udział w drzewostanie. Rozróżnia się fazy rozwoju lasu (definicja w tabeli 4).

Tabela 4: Fazy rozwoju

Faza rozwoju	Średnica na wysokości klatki piersiowej
Faza rozwoju 1	< 20 cm
Faza rozwoju 2	≥ 20 cm do < 35 cm
Faza rozwoju 3	≥ 35 cm do < 50 cm
Faza rozwoju 4	≥ 50 cm do < 70 cm
Faza rozwoju 5	≥ 70 cm

W fazie 1 rozwoju lasu obowiązują niższe minimalne udziały procentowe. Przy prawie wyłącznym udziale pionierskich gatunków drzew, faza 1 rozwoju lasu jest lub może być naturalnym składnikiem dynamiki lasu w LRT. Dlatego jest on oceniany jako należący do WLRT, jeśli klimaksowe gatunki drzew tego WLRT występują już w stosunkowo niskich proporcjach i dominują naturalne pionierskie gatunki drzew tego miejsca.

Jako kolejny warunek, udział drewna iglastego musi wynosić $\leq 50\%$ w WLRT zdominowanych przez drewno twarde (patrz tabela 5).

Tabela 5: Zasady określania aktualnie możliwych WLRT

	WLRT, kiedy	Ograniczenia
1.	$H \geq 30\%$ i $H + N \geq 50\%$ i $H + N + P \geq 70\%$	Etapy rozwoju lasu 2-5
2.	$H + N + P \geq 70\%$ oraz $H \geq 10\%$	Etap rozwoju lasu 1
3.	łącznie drzewa iglaste maks. 50 %	w WLRT zdominowanych przez drzewa liściaste (wszystkie z wyjątkiem 91D2, 91D3, 91D4, 9410 i 9420)

Odrzucono wymóg, że odnowienie musi być głównie naturalne, ponieważ informacje na temat rodzaju założenia są rzadko dostępne.

Gatunki drzew H, N i P zostały przypisane do WLRT na zasadzie regionalnej. Regionalizacja została przeprowadzona na poziomie obszaru wzrostu, okręgu wzrostu i poziomów wysokościowych zgodnie z naturalnym występowaniem (obszary naturalne) gatunków drzew i ich znaczeniem w WLRT. Kraje związkowe sporządziły katalog gatunków drzew H, N i P w WLRT i zharmonizowały dane na granicach państwowych. Dane o gatunkach drzew z podręczników do mapowania krajów zostały tu włączone. Katalog ma kluczowe znaczenie dla dalszych prac. Listy gatunków drzew w np. instrukcjach lub podręcznikach kartograficznych nie mogą być później brane pod uwagę. Prace te zostały zakończone - z wyjątkiem drobnych poprawek - na posiedzeniu rządu federalnego i krajów związkowych w Eberswalde w dniach 10-13 lutego 2009 r. (zestaw danych zob. załącznik 5: Regionalna baza danych gatunków drzew WLRT wg H, N, P).

Gatunki drzew mogą być jednocześnie "N" i "P", jeśli dany gatunek drzewa jest zarówno typowym pionierem WLRT (w tym regionie/poziomie wysokości, itp.) i występuje naturalnie jako gatunek mieszany w późniejszych fazach rozwoju lasu (przykład: jesion pospolity jako pionier i gatunek mieszany w WLRT 9130).

Gatunki drzew nie mogą być typowymi dla siedliska gatunkami drzew w Niemczech poza ich naturalnym zasięgiem (w tym zasięgiem wysokościowym) nawet gdy obecnie są uważane za rodzime.

Gatunki iglaste nie mogą być głównymi gatunkami drzew w WLRT z wyjątkiem 91D2, 91D3, 91D4, 9410 i 9420).

2.3.4. Krok 4: Określenie rzeczywistej WLRT na powierzchni próbnej

2.3.4.1. Zasady ogólne

Rzeczywisty WLRT na danym śladzie jest jednoznacznie określony, jeśli ze względu na skład gatunkowy drzew, tylko jedna aktualnie możliwa WLRT wchodzi w rachubę i, jeśli ma to zastosowanie, spełnione są wszystkie inne wymagania dotyczące roślinności gruntowej (patrz punkt 2.3.4.3). Jeśli ze względu na skład gatunkowy drzew, kilka z obecnie możliwych WLRT jest nadal wątpliwych, należy zbadać dodatkowe cechy na rogu traktu (patrz część 2.3.4.3) lub, jeśli to konieczne, przeprowadzić diagnostykę różnicową (patrz część 2.3.4.4). Szczególnym przypadkiem są siedliska bagienne (patrz część 2.3.4.2).

2.3.4.2. Szczególny przypadek WLRT

W przypadku bagiennych WLRT w celu potwierdzenia WLRT należy zbadać dalsze cechy (Tabela 6).

Tabela 6: Zasady potwierdzania bagiennych WLRT

TBagienny WLRT, jeżeli	Ograniczenia
≥ 30 cm grubość torfu	tylko w 91Dx
≥ 5 % pokrycia mchy torfowce	tylko w 91Dx
≥ jeden gatunek z wykazu gatunków bagiennych	tylko w 91Dx

2.3.4.3. Gromadzenie dodatkowych cech

Dodatkowe cechy rejestrowane na powierzchni próbnej zmniejszają liczbę możliwych WLRT. W celu postawienia diagnozy różnicowej konieczne jest spełnienie następujących kryteriów:

Tabela 7: Dodatkowe cechy siedliska zmniejszające liczbę obecnie możliwych WLRT

	WLRT, kiedy	Ograniczenia
1.	Obecność gatunku gradowych w kręgu $r = 10 \text{ m}^4$	w drugorzędnym 9160 lub 9170
2.	Oprócz obecności dębu i/lub grabu, obecność co najmniej jednego gatunku z następującej listy gatunków drzew: lipa, czereśnia ptasia, olsza czarna, jesion, klon polny, wiąz	w drugorzędnym 9160
3.	Oprócz obecności dębu i/lub grabu, obecność co najmniej jednego gatunku z następującej listy gatunków drzew: lipa, czereśnia ptasia, jarząb brekinia, jarząb pospolity, jesion wyniosły, klon polny, grusza pospolita, osika	w drugorzędnym 9170
4.	Nieobecność gatunków gradów w kręgu $r = 10 \text{ m}^5$	w drugorzędnym 9190
5.	Typ różnicowy dla WLRT 9160 lub 9170 lub inna cecha różnicowa (mapowanie terenu)	przy podejmowaniu decyzji, 9160 czy 9170
6.	Gleby piaszczyste bez litej skały macierzystej na powierzchni	w drugorzędnym 9190
7.	Stanowiska na przemian suche i wilgotnych z trzęślicą modrą (<i>Molina coerulea</i>) lub obecność pojedynczych osobników wrzосу zwyczajnego (<i>Calluna vulgaris</i>), <i>Calamagrostis spec.</i> , <i>Deschampsia flexuosa</i> , <i>Dryopteris carthusiana</i> , <i>Frangula alnus</i> , <i>Holcus mollis</i> , <i>Polypodium vulgare</i> , <i>Pteridium aquilinum</i> , <i>Trientalis europaea</i> , <i>Vaccinium myrtillus</i> lub inne (mapowanie siedlisk, mapowanie biotopów, mapowanie terenu, osobna wizyta eksperta)	w drugorzędnym 9190

⁴ Krzewy karłowate: *Vaccinium myrtillus*, *V. uliginosum*, *V. vitis-idaea*, *Calluna vulgaris*, *Empetrum nigrum*, *Myrica gale*, *Erica tetralix*, *Rhododendron ferrugineum*, *Ledum palustre*; trawy wełniste: *Eriophorum* spp.

⁵ Gatunek gradowe: *Carpinus betulus*, *Dactylis polygama*, *Ranunculus auricomus*, *Stellaria holostea*, *Potentilla sterilis*, *Vinca minor*

8.	Bliskość morza (przestrzennie przylegające do siebie, maksymalnie do 10 km) i tylko na wydmach nadmorskich	w 2180
----	--	--------

WLRT 2180 występuje tylko w bezpośrednim sąsiedztwie wybrzeża na wydmach nadmorskich, na nadmorskich systemach ścian plażowych i na piaszczystych obszarach pośrednich w niewielkim rozmieszczeniu, zawsze w kompleksach wydmy, które są przestrzennie połączone z właściwą plażą. Zgodnie z tą definicją BfN, drzewostany odizolowane od wybrzeża nie należą do WLRT 2180, lecz do innych WLRT w zależności od składu gatunkowego drzew. W Dolnej Saksonii WLRT 2180 może występować do 10 km od wybrzeża. W Schleswig-Holstein, WLRT 2180 znajduje się w okęgach wzrostu północny kraj pagórkowaty, środkowy kraj pagórkowaty i obszar wzrostu bagien i wysp na zachodnim wybrzeżu. W styczniu 2009 r. Meklemburgia-Pomorze Przednie zgłosiła obszary wzrostu: Meklemburgia-Pomorze Przednie oraz Meklemburgia-Pomorze Wschodnie.

Jeśli zalesienie na wydmy nadmorskiej w pobliżu morza odpowiada WLRT 2180⁶, to ta WLRT jest rzeczywistą WLRT, nawet jeśli inne WLRT są obecnie możliwe.

Cecha "roślinność gruntowa"

Jeśli przyporządkowanie do WLRT jest jednoznaczne dzięki informacjom o naturalnym zbiorowisku leśnym, składzie gatunkowym i lokalizacji, informacja na temat składu gatunkowego runa nie jest konieczna.

W celu wyznaczenia WLRT należy udokumentować typowe gatunki roślin runa leśnego. Dotyczy to WLRT 9160, 9170 i 9190. Jeśli typowe gatunki roślin runa leśnego nie mogą zostać zarejestrowane lub nie mogą zostać zarejestrowane w wystarczającym stopniu, na przykład ze względu na porę roku, wynik przyporządkowania powierzchni do WLRT musi zostać w tych przypadkach w razie potrzeby zweryfikowany. Nie należy brać pod uwagę gatunków roślin, które występują wyłącznie w wyniku antropogenicznych zaburzeń struktury gleby. W tym celu badana jest roślinność gruntową zgodnie z listą różnicującą (patrz BMELV 2011, rozdziały 5.7.5.3 i 5.7.5.4 oraz załącznik 4).

⁶ WLRT 2180 jest bardzo obszerny. Zawiera on różne zbiorowiska leśne i nie rozróżnia głównych, drugorzędnych i pionierskich gatunków drzew.

Listy różnicujące gatunków roślin mogą być zregionalizowane, ponieważ właściwości wskaźnikowe gatunku mogą się zmieniać regionalnie w Niemczech. W niektórych taksonach zróżnicowanie obejmuje tylko rodzaj (np. w przypadku mchów *torfowców* z rodzaju *Sphagnum*).

2.3.4.4. Diagnostyka różnicowa / testy

Jeżeli dodatkowe cechy nie są wystarczające do określenia rzeczywistego WLRT, należy przeprowadzić diagnostykę różnicową / badania w obrębie grupy pozostałych, aktualnie możliwych WLRT (patrz tabela 8).

Tabela 8: Diagnostyka różnicowa / testy

	Zasada / warunek	Ograniczenia
1.	Zasada dominacji (zob. objaśnienia w następującym tekście)	tylko w 91Dx
2.	< 10 % udziału buka w drzewostanie	w 9160 lub w nieatlantyckim obszarze klimatycznym- część 9190 (tylko drugorzędnych WG 1-6)
3.	< 30 % udziału buka w drzewostanie	w 9170 lub w nieatlantyckim obszarze klimatycznym ⁷ część 9190 (tylko drugorzędnych WG 1- 7, 39)
4.	Jeśli udział Buka < 30 % i ≥ Dębu to 9110, 9130 lub 9150	w 9170 lub w atlantyckiej części klimatycznej 9190 i w fazie rozwoju 1 (tylko na terenach drugorzędnych, nat. WG 1-7, 39)
5.	Jeśli udział Bk < 30 % i < Db, to 9170 lub 9190	w 9170 lub w atlantyckiej części klimatycznej 9190 i w fazie rozwoju 1 (tylko na drugorzędnych, nat. WG 1-7, 39)
6.	W razie wątpliwości między 9180 a 91G0: → 9180 9170 i 91F0: → 9170 9110 i 9410: → 9410	

Reguła dominacji jest metodą rozwiązywania problemu typu siedliska w bagiennych WLRT. Jeżeli w grę wchodzi kilka podtypów, stosuje się następującą procedurę:

- Tam, gdzie występuje sosna górska/jodła - 91D3 ponieważ jest to jedyny podtyp, na którym praktycznie nigdy nie sadzono drzew.
- W przeciwnym razie, gatunek drzewa, który dominuje pod względem liczebności, określa typ. W przypadku równości wybiera się w kolejności: brzoza omszona > sosna zwyczajna > świerk pospolity (brzoza omszona bardziej determinuje typ niż sosna zwyczajna, a sosna zwyczajna bardziej niż świerk pospolity).

W przypadku dąbrów obecność buka wskazuje, że warunki siedliskowe, które z definicji charakteryzują dąbrowy, nie istnieją:

9160: Hygromorfizm, wysoka woda gruntowa,

⁷ Region atlantycki obejmuje kraje związkowe Meklemburgia-Pomorze Przednie, Szlezwik-Holsztyn, Hamburg, Brema i Dolna Saksonia

9170: miejsca ciepłe, suche, bez silnego, zmiennego uwilgotnienia.

Dlatego dla dąbrów dopuszczalne jest udział buka do < 30%, a powyżej 30% udziału buka wyróżnia się tylko buczyny.

2.3.5. Algorytm WLRT

Opracowano algorytm WLRT, który zawiera zasady, definicje i niezbędne kroki obliczeniowe przy określaniu rzeczywistego WLRT. Algorytm jest wbudowany w program do zbierania danych BWI. Wszystkie informacje istotne dla określenia rzeczywistej WLRT są przechowywane przez oprogramowanie rejestrujące w zrozumiały sposób. Osoba przeprowadzająca prace w terenie otrzymuje komunikaty o błędach, jeśli brakuje niezbędnych cech i kryteriów do określenia WLRT.

Przy określaniu WLRT można za pomocą programu odczytać następujące wyniki pośrednie (patrz tabela 9):

Tabela 9: Lista wyświetlanych wyników pośrednich dla wyboru WLRT w programie do zbierania danych BWI.

Wynik pośredni	Wyznaczenie w terenie w programie gromadzenia danych BWI
Potencjalnie możliwe WLRT	WLT_Lista
Obecnie możliwe WLRT	WLT_ListaA
Lista obecnie możliwych WLRT zredukowana przez uwzględnienie dodatkowych cech charakterystycznych	WLT_ListaB
Lista obecnie możliwych WLRT zredukowana przez uwzględnienie dodatkowych cech i przez diagnostykę różnicową / testy	WLT_ListaC
Rzeczywiste WLRT	WLT

3. Ocena

Cechy oceny są rejestrowane tylko wtedy, gdy WLRT jest obecny w punkcie pobierania próbek. W BWI-2012 miało to miejsce na 18% powierzchni.

Ustanowienie procedury oceny obejmuje:

definicje cech,

- progi oceny wartości charakterystycznych,
- ważenie cech,
- agregacja informacji w zestawienie dla WLRT na poziomie BGR lub dużych obszarów krajobrazowych (procedura agregacji, w tym zasady odzwierciedlania zagregowanych wartości z powrotem do indywidualnych punktów poboru próbek, jeśli dotyczy).

3.1. Definicja i ocena cech charakterystycznych

UE ocenia stan ochrony (EC) WLRT w BGR poprzez klasyfikację czterech kryteriów w systemie sygnalizacji świetlnej:

- (1) czerwony = niekorzystny - zły,
- (2) żółty = niekorzystny - niewystarczający,
- (3) zielony = dobry,
- (4) szary = nieznan⁸.

Kryterium z najgorszą oceną jest decydujące w ocenie ogólnej.

Tabela 10: Kryteria UE i cechy BWI do oceny stanu ochrony WLRT

Kryterium według DocHab (Komisja UE 2005, 2011)	Dane, które mają być gromadzone / uzyskiwane przez BWI	Ocena
Zasięg siedliska	Lokalizacja WLRT (informacja zawarta w mapach rastrowych o rozmieszczeniu WLRT)	Tendencja i porównanie z wartościami referencyjnymi dla wartości całkowitej w BGR
Powierzchnia siedliska	Ekstrapolowany obszar WLRT	Tendencja i porównanie z wartościami referencyjnymi dla wartości całkowitej na BGR
Specyficzna struktura i funkcje	Skład gatunkowy drzew pokrycie torfowisk mchem WLRT martwe drewno drzewa siedliskowe fazy rozwoju stratyfikacja obecnie skuteczne ograniczenia	Połączenie poszczególnych ocen w jedną ocenę dla każdego BGR
Perspektywy ochrony	Niegromadzone przez BWI	Głosy ekspertów reprezentujących organy ochrony przyrody państw
<i>Ogólna ocena według DocHab</i>		<i>Przez rząd federalny i landy</i>

UE nie określiła prawie żadnych cech charakterystycznych dla merytorycznej realizacji tych kryteriów w ramach monitoringu. Wybór cech w monitoringu WLRT BWI jest więc oparty na cechach opisanych w pracy LANA/FCK (Burkhardt et al. 2004)(Tabela 10).

⁸ DocHab-04-03/03 rew.3, załącznik E

Niniejszy dokument krajowy⁹ opisuje kryteria oceny stanu ochrony *pojedynczego obszaru WLRT*, które są koordynowane w całym kraju. Zawiera ona minimalne wymagania dotyczące oceny cech w trójstopniowej skali oceny o następujących poziomach

- (1) A = doskonały stopień zachowania,
- (2) B = dobry stopień zachowania,
- (3) C = średni lub słaby stopień zachowania.

W dokumencie LANA-FCK w dużej mierze brakuje propozycji dotyczących opisu badania cech w terenie.

Niniejsza metoda przenosi te minimalne wymogi (progi) do procedury pobierania próbek BWI. Specyfikacje LANA-FCK zostały przyjęte w możliwie największym stopniu pod względem treści. Wartości muszą być jednak dostosowane ze względów proceduralnych, ponieważ dokument LANA-FCK określa wartości progowe dla wystąpień na większych powierzchniach WLRT, które są przeważnie rejestrowane przez inspekcje obszarowe. Odpowiednie charakterystyki BWI, z drugiej strony, są zbierane na stosunkowo małej powierzchni. W celu uzyskania wiarygodnych stwierdzeń dla konkretnego WLRT w BGR, punkty poboru próbek dla niektórych cech są podsumowywane i wspólnie oceniane w pierwszym etapie.

3.1.1. Starodrzew

Starodrzew klasyfikowany jest jako drzewostan główny lub przestoje. Są one rejestrowane na powierzchni próbnej przy użyciu listewki Bitterlicha zgodnie z instrukcją BWI w rozdziale 5.7.1.

Biorąc pod uwagę, że młode stadia rozwojowe lasu mogą mieć inne proporcje składu gatunkowego H, N i P niż stadia dojrzałe oraz że gatunki drzew nietypowych dla

⁹ **Wskazówka:** Stan ochrony *poszczególnych przypadków* w Niemczech ocenia się poprzez przypisanie im poziomów A, B i C. Należy je odróżnić od kolorów sygnalizacji świetlnej UE, które mają zastosowanie do oceny stanu ochrony na poziomie BGR w państwach członkowskich. *Suma* ocen poszczególnych przypadków (stan zachowania) jest przeliczana na ocenę sygnalizacji świetlnej UE (stan zachowania) dla każdego WLRT w BGR zgodnie z określonymi zasadami.

siedliska i/lub nierodzimych mają wyższy potencjał wzrostu do oceny gatunków drzew 1 fazy rozwojowej stosuje się podobną tabelę jak do oceny młodych drzewostanów (patrz rozdział 3.1.2).

Ocenę starodrzewu w 1 fazie rozwojowej przeprowadza się według schematu oceny przedstawionego w tabeli 11. Poziom wartości jest osiągnięty, jeśli wszystkie minimalne udziały procentowe dla gatunków drzew H-, H+N i H+N+P zawarte w tabeli 11 są osiągnięte.

Tabela 11: Schemat oceny starodrzewu w fazie 1 rozwoju lasu

	Poziom wartości	H udział	H+N udział	H+N+P udział	Ograniczenia
	A	≥ 30 %	≥ 40 %	100 %	
	B	≥ 20 %	≥ 30 %	≥ 90 %	priorytetowe WLRT
	B	≥ 20 %	≥ 30 %	≥ 80 %	niepriorytetowe WLRT
	C	< 20 %	< 30 %	< 80 %	

Ocenę starodrzewu w fazach rozwojowych 2-5 przeprowadza się według tabeli 12. Poziom wartości jest osiągnięty, jeśli wszystkie minimalne udziały procentowe dla gatunków drzew H-, H+N i H+N+P zawarte w tabeli 12 są osiągnięte.

Tabela 12: Schemat oceny starodrzewu w fazie 2- 5 rozwoju lasu

	Poziom wartości	H udział	H+N udział	H+N+P udział	Min. 2 główne gatunki drzew o 10 % obecności	Ograniczenia
1.	A	≥ 50 %	≥ 70 %	100 %	tak	w 9180
2.	A	≥ 50 %	≥ 70 %	≥ 90 %	tak	w 9160, 9170 i 91F0
3.	A	≥ 50 %	≥ 70 %	100 %	nie	w priorytetowych WLRT z wyjątkiem 9180 i traktów zarejestrowanych w terenie z przydziałem do WLRT 91D1-4
4.	A	≥ 50 %	≥ 70 %	≥ 90 %	nie	w niepriorytetowych WLRT z wyjątkiem 9160, 9170 i 91F0
5.	B	≥ 40 %	≥ 60 %	≥ 90 %	nie	w priorytetowych WLRT
6.	B	≥ 40 %	≥ 60 %	≥ 80 %	nie	w niepriorytetowych WLRT
7.	C	< 40 %	< 60 %	< 90 %	nie	w priorytetowych WLRT
8.	C	< 40 %	< 60 %	< 80 %	nie	w niepriorytetowych WLRT

Skład gatunkowy drzew ustalony w WLRT 91D0 nigdy nie może być oceniany za pomocą A, ponieważ podejście to opiera się głównie na podtypach z ograniczonym spektrum gatunków drzew głównych.

Dla priorytetowych WLRT obowiązują bardziej rygorystyczne wartości - zgodnie z LANA/FCK.

Omówiono dodatkową zasadę dotyczącą inwazyjnych roślin drzewiastych. Ponieważ niezabezpieczone występowanie i sadzenie tych gatunków jest oceniane w ramach naruszeń (patrz rozdział 3.1.10), zrezygnowano tu z takiej dodatkowej cechy.

Ocenę przeprowadza się na poszczególnych powierzchniach próbnych.

3.1.2. Młody drzewostan

Młody drzewostan jest badany w okręgu $r = 10$ m zgodnie z instrukcją rejestracji BWI, rozdział 5.7.1. Próg rejestracji wynosi 1/10 pokrycia, rośliny mają wielkość od 20 cm do ok. 4 m. W ocenie młodego drzewostanu na poszczególnych powierzchniach, w celu określenia procentowego udziału gatunków drzew w pokryciu, jako 100 % przyjmuje się nie całą powierzchnię okręgu pobierania próbek, lecz powierzchnię pokrytą nadziemnymi częściami drzew. Określenie rozkładu powierzchni A/B/C w regionie odbywa się zgodnie z zasadami ekstrapolacji BWI.

Oceniane są proporcje gatunków drzew w młodym drzewostanie. Ocenę młodego drzewostanu przeprowadza się według tabeli 13. Poziom wartości jest osiągnięty, jeśli wszystkie minimalne udziały procentowe dla gatunków drzew H-, H+N i H+N+P zawarte w tabeli 13 są osiągnięte.

Tabela 13: System oceny młodego drzewostanu.

Poziom wartości	H udział	H+N udział	H+N+P udział
A	≥ 30 %	≥ 40 %	100 %
B	≥ 20 %	≥ 30 %	≥ 90 %
C	< 20 %	< 30 %	< 90 %

Obecność lub zakres młodego drzewostanu (tj. udział powierzchni odmłodzonej) nie jest oceniana, ponieważ zależy to od różnych czynników, o których dostępne są tylko częściowe informacje.

Ocenę przeprowadza się na poszczególnych powierzchniach próbnych.

3.1.3. Główny drzewostan

W przypadku występowania zarówno starodrzewu, jak i młodnika, ocenie podlega również drzewostan główny. Jest to warstwa, która pełni funkcję produkcyjną. Jeśli pokrycie drzew o wysokości powyżej 4 m wynosi co najmniej 5/10, to zawsze tworzą one drzewostan główny. W drzewostanie głównym obowiązuje następujący schemat oceniania A/B/C:

- Jeśli młody drzewostan jest głównym, stosuje się schemat oceny A/B/C młodego drzewostanu (patrz rozdział 3.1.2).
- Jeśli starodrzew jest drzewostanem głównym, stosuje się schematy oceny starodrzewu (patrz rozdz.3.1.1). W związku z tym należy dokonać rozróżnienia pomiędzy fazami rozwoju.

Ocenę przeprowadza się na poszczególnych powierzchniach próbnych.

3.1.4. Pokrycie mchem torfowym

Udział *Sphagnum* spp. w powierzchni torfowisk WLRTs 91Dx) jako wskaźnik "nienaruszalności" typowej hydrologii torfowisk(tab. 14).

Tabela 14: Ocena pokrycia mchem torfowcowym

	A	B	C
Pokrycie mchem torfowym	> 30 %	≤ 30 % i > 20 %	≤ 20 % i ≥ 5 %

Ocenę przeprowadza się na poszczególnych powierzchniach próbnych.

3.1.5. Roślinność gruntowa

Gatunki wskaźnikowe roślinności gruntowej są wymagane do przyporządkowania lub weryfikacji przyporządkowania niektórych WLRT (patrz rozdział 2.3). Nie są one wykorzystywane do oceny w ramach wybranej tutaj procedury.

3.1.6. Martwe drewno

Martwe drewno jest bardzo ważną cechą oceny ekologicznej lasu. Już sama duża liczba gatunków zwierząt, grzybów i porostów należących do ksylobiontów świadczy o

ogromnym znaczeniu tej cechy dla różnorodności biologicznej w lasach. Martwe drewno (≥ 20 cm grubości) było badane w BWI-2002 na powierzchni o promieniu 5 m.

Ponieważ martwe drewno jest rozmieszczone niejednorodnie na małych obszarach i podlega dynamice czasowej, obszar referencyjny jest bardzo ważny dla kwestii oceny. Powierzchnia rejestracji w okręgu o promieniu $r = 5$ m jest tak mała, że nie nadaje się do bezpośredniej oceny zasobów martwego drewna na poszczególnych powierzchniach próbnych. Dlatego też cecha ta nie jest oceniana na poziomie pojedynczego obszaru próbnego, ale na poziomie regionów biogeograficznych lub dużych obszarów krajobrazowych po podsumowaniu wszystkich powiązanych obszarów próbnych (patrz rozdział 3.2.3). Powiększenie obszaru rejestracji nie jest możliwe ze względu na koszty i wysiłek.

Martwe drewno gatunków drzew typowych dla siedliska nie jest rozpatrywane oddzielnie. Wartości progowe wynikają z wzorca LANA-FCK, zgodnie z którym do oceny martwego drewna posuszowego stosuje się następujące wartości:

- B: ≥ 1 szt./ ha,
- A: > 3 szt. / ha (leżące i stojące).

LANA-FCK jednoznacznie dopuszcza stosowanie progów opartych na miąższości martwego drewna.

W przypadku 91D0 i 91E0 z gatunkami drzew o miękkim drewnie należy ustalić znacznie niższe progi. Zwłaszcza 91D0 są naturalnie bardzo ubogie w zasoby, a przede wszystkim bardzo ubogie w martwe drewno rejestrowane w ramach metodyki (≥ 20 cm).

Wartości progowe wymienione w tabeli 15 mają zastosowanie do WLRT:

Tabela 15: System oceny drewna martwego

Grupa WLRT	B [m^3/ha]	A [m^3/ha]
Buczyny	≥ 15 i < 35	≥ 35
Grady	≥ 15 i < 35	≥ 35
Las na stoku	≥ 15 i < 35	≥ 35
Bory	≥ 15 i < 35	≥ 35
Las liściasty	≥ 15 i < 35	≥ 35
Las z drzewami o miękkim drewnie	Opinia eksperta: ≥ 10 i < 20	Opinia eksperta: ≥ 20
91D0 z wyjątkiem świerkowych lasów torfowych	Opinia eksperta: ≥ 5 i < 10	Opinia eksperta: ≥ 10

Wartości progowe oparte są na definicji drewna martwego wg BWI-2002 (szczególnie próg 20 cm). Należy to odpowiednio uwzględnić przy ocenie danych BWI-2012 dotyczących zasobów martwego drewna.

3.1.7. Drzewa siedliskowe

Drzewa żywe o szczególnej funkcji biotopu nazywane są drzewami siedliskowymi. Definicja tej cechy znajduje się w załączniku 7.

Jednostką rejestrującą jest WZP4 zgodnie z instrukcją rejestracji w rozdziale 5.5, w którym każde drzewo ma być dokładnie obserwowane w trakcie rejestracji kilku parametrów i w ramach którego rejestrowane były również drzewa jaskiniowe w BWI-2002.

Jest to cecha przestrzennie bardzo niejednorodnie rozmieszczona. Wybrana tutaj definicja i metoda selekcji nie pozwala na dokonanie oceny na pojedynczej powierzchni próbnej. Ocena przeprowadzana jest na poziomie regionów biogeograficznych lub dużych obszarów krajobrazowych (patrz rozdział 3.2.3).

Przyjęcie powierzchni o $r = 25$ m zostało odrzucone z powodu zbyt dużego wysiłku i ograniczonego prawdopodobieństwa wykrycia.

Propozycja oceny na podstawie LANA-FCK:

- A: ≥ 6 szt./ha,
- B: ≥ 3 szt./ha i < 6 szt./ha,
- C: < 3 szt./ha.

Możliwa jest wielokrotna atrybucja w odniesieniu do cech z załącznika 7 (np. dziupla + dzięciola + drzewo oczkowe + wspornik grzyba na 1 drzewie).

3.1.8. Fazy rozwoju

Fazy rozwoju są zdefiniowane w następujący sposób:

Tabela 16: Fazy rozwoju

Faza rozwoju	BHD
Faza rozwoju 1	< 20 cm
Faza rozwoju 2	≥ 20 cm do < 35 cm
Faza rozwoju 3	≥ 35 cm do < 50 cm
Faza rozwoju 4	≥ 50 cm do < 70 cm
Faza rozwoju 5	≥ 70 cm

Procedura:

Na powierzchni próbnej jednostki ewidencyjnej może być uwzględniona tylko jedna faza rozwojowa, jest to faza drzewostanu głównego, dominująca w drzewostanie w stosunku do powierzchni próbnej (definicja w rozdziale 3.1.3).

Procedura oceny:

Cecha ta nie może być oceniana na powierzchni próbnej, ponieważ mały obszar oceny pozwala na określenie tylko jednej fazy. Ocena przeprowadzana jest na poziomie regionów biogeograficznych lub dużych obszarów krajobrazowych (patrz rozdział 3.2.1).

Oceniany jest rozkład częstości faz rozwoju występujących w WLRT. Oceny faz rozwoju dokonuje się według tabeli 17.

Tabela 17: Schemat oceny faz rozwoju

A	B	C
Etapy z następującym % obecności:		
Faza rozwoju 1: ≥ 5 %	Faza rozwoju 1: ≥ 5 %	Wszystkie inne kombinacje
Faza rozwoju 2: ≥ 5 %	Faza rozwoju 2: ≥ 5 %	
Faza rozwoju 3: ≥ 10 %	Faza rozwoju 3: ≥ 10 %	
Faza rozwoju 4+ 5: ≥ 40 %	Faza rozwoju 4 +5: ≥ 17 % i < 40 %	

WLRT 91Dx i 91E0 nie mogą być ocenione, ponieważ fazy rozwoju mogą być przedstawione tylko w ograniczonym zakresie za pomocą BHD.

3.1.9. Struktura pionowa

Do zapisu struktury pionowej drzewostanu wykorzystuje się definicję BWI-2012, która opiera się na "wspólnej przestrzeni koron" w warstwie. Wyróżnia się do trzech warstw (> 2 warstwy: wielowarstwowość).

Struktura pionowa jest oceniana dla pojedynczej powierzchni próbnej zgodnie z tabelą 18.

Tabela 18: Schemat oceny struktury pionowej drzewostanu

	A	B	C
(1) wszystkie WLRT z wyjątkiem 91Dx	≥ 3 warstwy	2 warstwy	1 warstwa
(2) 91Dx	≥ 2 warstwy	1 warstwa	brak warstwy

3.1.10. Upośledzenia

Wykaz kodów UE jest zbyt obszerny i w wielu punktach wymaga interpretacji. Nie nadaje się zatem do wykorzystania w BWI-2012. Wiele z wymienionych oddziaływań (np.; gospodarka leśna) należy traktować jako upośledzenie tylko w bardzo szczególnych przypadkach. Inne są nieokreślone pod względem efektu powierzchni lub dokładnej definicji i są trudne do oceny na obszarze powierzchni próbnej.

Przypisanie wartości w programie DocHab

Perspektywy ochrony opierają się na opinii BfN i urzędów ochrony przyrody krajów związkowych ("dokument PAN/ILÖK"):

- aktualnie obowiązujące upośledzenia (zob. załącznik 8),
- Ocena zagrożenia dla LRT zgodnie z Czerwoną Listą,
- ekspercka ocena perspektyw rozwoju ("długoterminowe przetrwanie" LRT).

W BWI następujące upośledzenia są badane i oceniane zgodnie ze schematem A/B/C (zob. załącznik 8):

- inwazyjne rośliny drzewiaste,
- inwazyjne gatunki roślin zielnych,

- gatunki wskaźnikowe eutrofizacji,
- uszkodzenia gleby.

Jednakże nie wszystkie obecne uszczerbki muszą być badane lub oceniane przez BWI. W konferencjach oceniających FFH można wykorzystać (na podstawie ekspertyzy) dalsze cechy charakterystyczne za pośrednictwem dodatkowych źródeł danych (np. inwentaryzacje szkód, statystyki dotyczące przeprowadzonych działań ochronnych w przypadku szkód wyrządzonych przez szkodniki, dane pochodzące od organów ochrony przyrody). Grupa AG zwraca uwagę, że wraz z możliwym zwiększeniem synchronizacji sieci pomiarowych (BWI-WZE-BZE-VGA itd.), takie źródła mogłyby w przyszłości być również bezpośrednio powiązane z oceną FFH.

3.2. Procedura agregacji

3.2.1. Procedura agregacji w monitorowaniu FFH

Procedury krajów związkowych dotyczące oceny konkretnych struktur i funkcji LRT w ramach **monitoringu FFH** opierają się głównie na inspekcjach obszarowych wystarczająco dużych pojedynczych płatów siedliska. Parametr „struktura i funkcje” jest podzielony na następujące trzy kryteria”

- "struktura siedliska",
- "gatunki typowe",
- "upośledzenia".

Dla każdego z tych kryteriów jest rejestrowane w terenie do kilku cech ocenianych indywidualnie poprzez przypisanie jednego z trzech poziomów wartości (A = doskonały stopień zachowania, B = dobry stopień zachowania, C = średni lub słaby stopień zachowania). Następnie wyniki poszczególnych cech są łączone w ogólny wynik kryterium a następnie parametru dla każdej powierzchni próbnej. W rezultacie otrzymywane są procentowe udziały powierzchni próbnych w trzech poziomach wartości A, B i C. W celu przełożenia oceny stanu ochrony na poziomie pojedynczych wystąpień (poziomy wartości A, B, C) na ocenę stanu ochrony na poziomie BGR (system sygnalizacji świetlnej UE: "zielony" = właściwy stan ochrony, "żółty" = niewłaściwy - niezadawalający stan ochrony, "czerwony" = niewłaściwy - zły stan ochrony), w raporcie krajowym za 2013 r. uwzględniono tylko udział odnotowanych wystąpień (z 63 próby lub z całego spisu) z wartością C. Zastosowano tu wartości progowe podane w tabeli 19, które jednak nie odnosiły się do **udziału powierzchniowego**, lecz do procentowego udziału **liczby** odnotowanych wystąpień (niezależnie od wielkości obszaru) z wartością C. Nie określono wartości progowych dla liczby wystąpień wartości C.

3.2.2. Procedura agregacji w BWI

W BWI-2012 procedura agregacji w celu przeniesienia ocen poszczególnych cech FFH-WLRT do schematu sygnalizacji świetlnej UE dla oceny parametru "specyficzne struktury i funkcje" (patrz załącznik do punktu obrad 4.2 w LANA 2006 i załącznik E w Komisji UE 2011) została oparta na procedurze dla LRT w kontekście monitoringu FFH i przebiegała w czterech krokach (patrz rysunek 2):

- (a) oceny A/B/C poszczególnych cech zostały przekształcone w oceny A/B/C trzech grup cech "struktura siedliska", "gatunki typowe" i "upośledzenia" na każdej powierzchni i zagregowane.
- (b) Punktacja A/B/C trzech grup cech została zagregowana na punktację A/B/C parametru UE specyficznych struktur i funkcji na każdej powierzchni próbnej.
- (c) Powierzchnie WLRT w BGR, sklasyfikowane według ocen A/B/C poszczególnych struktur i funkcji, zostały określone na podstawie ekstrapolacji.
- (d) Punktacja A/B/C struktury i funkcji została obliczona dla każdego WLRT w każdym BGR z występowaniem tego WLRT poprzez porównanie proporcji obszaru C z ekstrapolacji z wartościami progowymi z następującego klucza transferu (tabela 19) do systemu sygnalizacji świetlnej UE.

Tabela 19: Klucz transferu udziału krajowego obszaru C WLRT w BGR do oceny zgodnie z unijnym systemem sygnalizacji świetlnej

Udział obszaru C		Ocena zgodnie z systemem sygnalizacji świetlnej UE
> 25 %	=	U2
> 20 % i ≤ 25 % (stadium pośrednie)	=	U1
≤ 20 %	=	FV

3.2.3. Ocena cech niejednorodnych przestrzennie

Ze względu na niewielką powierzchnię jednostek ewidencyjnych BWI tylko cechy składu gatunkowego drzewostanu, pokrycia mchem torfowcem, struktura pionowa drzewostanu, jak również cechy uszkodzeń mogą być oceniane A/B/C bezpośrednio na poszczególnych powierzchniach BWI.

Cechy, które są bardzo niejednorodne w małej skali (drzewa siedliskowe, martwe drewno) lub takie jak fazy rozwoju, nie mogą być oceniane na poszczególnych jednostkach ewidencyjnych BWI za pomocą opisaną tu metody. Cechy te prawie zawsze skutkują oceną "A lub C". Ze względu na to, wyniki nie mogą być zróżnicowane w dalszej ocenie.

Opcja powiększenia powierzchni próbnych (promienia okręgu próbkowania) nie ma zastosowania, ponieważ

- wiązałyby się to z nieproporcjonalnie wysokimi kosztami,
- procedura osiągnęłaby ograniczenia techniczne, a ponadto
- zgodność z okręgiem próbnym, na którym opierają się inne własności WLRT, nie byłaby już gwarantowana.

W najlepszym przypadku, wartości wielu pojedynczych obszarów próbek mogą być połączone w celu dokonania oceny. Agregacja odbywa się na poziomie regionu biogeograficznego.

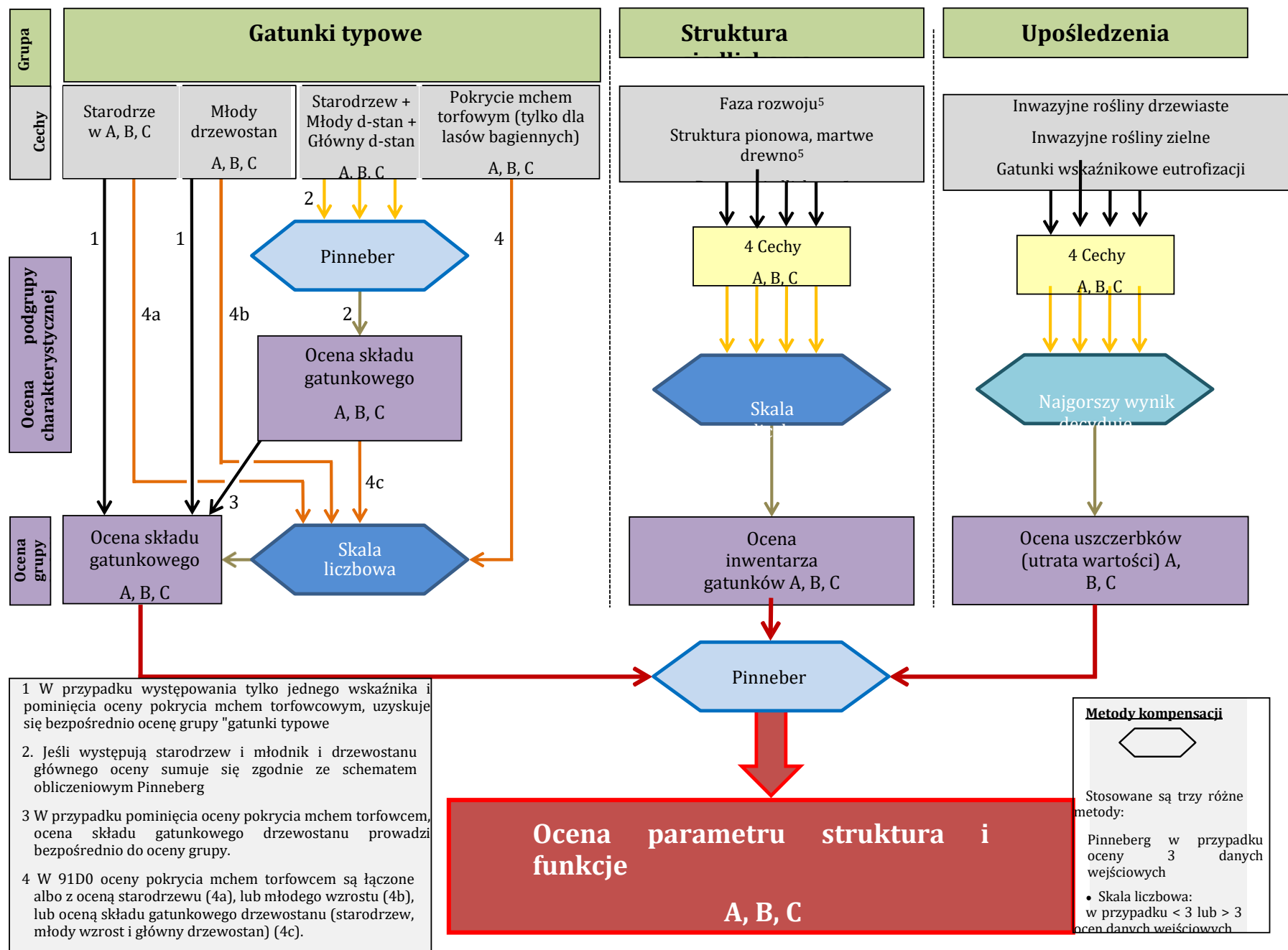
Po dokonaniu oceny cech na poziomie zagregowanej jednostki, wyniki są odzwierciedlane z powrotem na powierzchniach próbnych.

3.2.4. Ocena konkretnych struktur i funkcji według WLRT i BGR

Do oceny WLRT na poziomie BGR według DocHab konieczne jest określenie rozkładu poziomów wartości A, B i C na poszczególnych powierzchniach. W BWI, ocena parametru struktura i funkcje WLRT na każdej powierzchni próbnej jest najpierw agregowana z oceny poszczególnych cech na. Określenie oceny parametru struktura i funkcje dla wszystkich WLRT w BGR oraz rozkład poziomów wartości w BGR są obliczane za pomocą algorytmów ekstrapolacji BWI.

Ocena specyficznych struktur i funkcji WLRT na powierzchni próbnej następuje w kilku kolejnych etapach agregacji (ilustracja 2).

Ilustracja 2: Przegląd oceny specyficznych struktur i funkcji na szlaku WLRT poprzez stopniową agregację ocen cech.



W przypadku występowania tylko jednego drzewostanu starego lub tylko jednego drzewostanu młodego i pominięcia oceny pokrycia mchem torfowcem, uzyskuje się bezpośrednio ocenę grupy charakterystycznej "gatunki typowe" bez agregacji. Jeżeli natomiast występuje starodrzew, młody drzewostan i drzewostan główny oceny łączone są zgodnie ze schematem Pinneberg (tabela 20) z równą wagą.

Tabela 20: Określenie oceny A/B/C składu gatunkowego drzewostanu na podstawie wyników oceny dla starodrzewu, młodego drzewostanu i drzewostanu głównego

Kombinacja ocen cech	Przypadki												
	A	A	A	A	B	B	B	B	B	C	C	C	C
	A	B	B	C	A	A	B	C	C	A	B	B	C
	A	A	B	A	A	B	B	B	C	C	B	C	C
Wynik	A	A	B	B	A	B	B	B	C	C	B	C	C

W niezadrzewionych WLRT ocena inwentaryzacji gatunkowej jest tożsama z oceną składu gatunkowego drzewostanu. W bagiennych WLRT oceny pokrycia mchem torfowcem i składu gatunkowego drzewostanu są sumowane z jednakową wagą w celu oceny inwentaryzacji gatunków.

Oceny cech "fazy rozwoju", "struktura pionowa", "martwe drewno" i "drzewa siedliskowe" są agregowane z jednakową wagą do grupy cech "struktura siedliska". Podobnie, oceny cech "inwazyjne rośliny drzewiaste", "inwazyjne gatunki zielne", "gatunki wskaźnikowe eutrofizacji", "uszkodzenia gleby" są agregowane w grupę cech "upośledzenia", przy czym w każdym przypadku o wyniku decyduje najgorsza ocena indywidualna. "A" można przyznać tylko wtedy, gdy *wszystkie* kwalifikujące się upośledzenia zostały ocenione na "A" (rozgraniczenie klasyfikacji upośledzeń A/B/C: zob. załącznik 8).

W ostatnim kroku wyniki oceny grup cech "gatunki typowe", "struktura siedliska" i "upośledzenia" są agregowane z jednakową wagą według schematu Pinneberg do wyniku oceny parametru "struktura i funkcje". Na tej podstawie, przy użyciu algorytmów ekstrapolacji BWI, określono udział powierzchni z oceną C dla poszczególnych WLRT w BGR.

3.2.5. Rozliczenia

Istnieją trzy różne metody kompensacji, które są stosowane w trakcie agregacji wyników wyceny:

- (1) rozliczenie zgodnie z schematem Pinneberg,
- (2) najgorszy decyduje
- (3) uśrednienie za pomocą skali numerycznej.

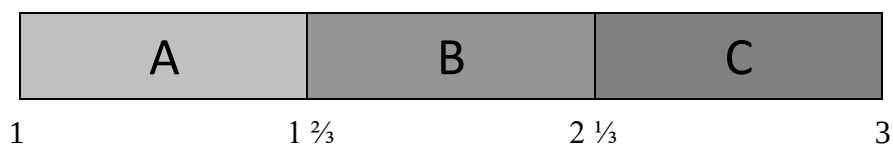
ad 1) Obliczenia według schematu Pinneberga łączą oceny trzech cech początkowych w jedną wartość. Schemat ten (tabela 21) służy do generowania poziomu wartości grupy cech "gatunki typowe oraz do określania oceny parametru „struktura i funkcje” z trzech grup cech.

Tabela 21: Określenie oceny parametru „struktura i funkcje” na podstawie wyników ocen grup "gatunki typowe", "struktura siedliska" i "upośledzenia", a także w innych przypadkach, gdy oceny trzech cech wyjściowych są łączone w jedną wartość.

	Przypadki												
Kombinacja ocen w grupach	A	A	A	A	B	B	B	B	B	C	C	C	C
	A	B	B	C	A	A	B	C	C	A	B	B	C
	A	A	B	A	A	B	B	B	C	C	B	C	C
Wynik	A	A	B	B	A	B	B	B	C	C	B	C	C

ad 2) Jak opisano w rozdziale 3.2.4, najgorzej oceniana cecha określa poziom wartości grupy cech.

ad 3) Obliczenia za pomocą skali numerycznej są zawsze stosowane w agregacji, gdy należy połączyć więcej lub mniej niż trzy różne cechy. Tutaj wyskalowane porządkowo wartości A, B, C są najpierw przekształcane na wartości liczbowe 1, 2, 3 ($A \rightarrow 1$, $B \rightarrow 2$, $C \rightarrow 3$). Wartość średnia $> 2 \frac{1}{3}$ oznacza "C", wartość średnia $> 1 \frac{2}{3}$ i $\leq 2 \frac{1}{3}$ oznacza "B", wartość średnia $\leq 1 \frac{2}{3}$ oznacza "A".



Przykład agregacji danych w Załączniku 9.

4. Przygotowanie Krajowego Raportu Siedliskowego dla WLRT

Do oceny rozpowszechnionych WLRT w Krajowym Raporcie Siedliskowym 2013, BfN wykorzystał wyniki procedury oceny BWI dla parametru "struktura i funkcje". Zgodnie z wymogami UE (BMU 2011), wyniki dla tego parametru zostały połączone z wynikami oceny „zasięgu siedliska”, „powierzchni siedliska” i „perspektyw ochrony” w celu oceny stanu ochrony WLRT w BGR (patrz tabela 10). Niezbędne informacje zostały przekazane przez organy ochrony przyrody krajów związkowych (np. z programów monitorowania ochrony przyrody). Może to również obejmować informacje uzupełniające na temat konkretnych struktur i funkcji danych WLRT. Wszystkie informacje istotne dla oceny WLRT zostały sprawdzone przez BfN. Pochodne oceny wszystkich LRT były koordynowane na kilku konferencjach oceniających między krajami związkowymi a rządem federalnym. Oceny WLRT zostały uzgodnione z krajami związkowymi na odrębnej konferencji oceniającej BMUB w dniach 28/29 lipca 2013 r. Głosy ekspertów miały ogromne znaczenie. Ocena parametru "specyficzne struktury i funkcje" w Krajowym Raporcie Siedliskowym 2013 odbiega od wyników procedury BWI, jeśli tak zdecydował głos ekspertów na konferencji oceniającej.

Skróty

BA	Gatunki drzew
BB	Brandenburgia
BGR	region biogeograficzny
BW	Badenia-Wirtembergia
BY	Bawaria
BZE	Badanie stanu gleby
DG	Pokrycie
DochHab	Ocena, monitoring i sprawozdawczość w zakresie stanu ochrony - przygotowanie sprawozdania za lata 2001-2007 na mocy art. 17 dyrektywy siedliskowej (zob. Komisja UE 2005, 2011)
EP	Fazy rozwoju
UE	Unia Europejska
FFH	Dyrektywa Fauna-Flora-Habitatowa
FCK	Konferencja dyrektorów generalnych służb leśnych
H	Główne gatunki drzew
HB	Drzewa siedliskowe
HE	Hesja
KOM	Komisja UE
LANA	Grupa robocza federacji i krajów związkowych ds. ochrony przyrody, zarządzania krajobrazem i rekreacji
LRT	Typ siedliska (zgodnie z załącznikiem I do dyrektywy siedliskowej)
MS	Państwa członkowskie
MV	Meklemburgia-Pomorze Przednie
N	Typ(y) drzew drugorzędnych
natWG	potencjalne naturalne zbiorowisko leśne
NI	Dolna Saksonia
NW	Nadrenia Północna-Westfalia
P	Pionierskie gatunki drzew (w kontekście listy gatunków drzew)
Pot.	Potencjalnie

RL	Wytyczne
RP	Rheinland-Pfalz
s.	zobacz
SP	Próbka
SH	Szlezwik-Holsztyn
SL	Saarland
SN	Saksonia
ST	Saksonia-Anhalt
Sto	Informacje o lokalizacji
SubLRT	Typ siedliska
TI- WO	Instytut Ekosystemów Leśnych w Thünen TH Turyngia
VGA	Raport z odmładzania (raport z przeglądanía) Vgl. porównanie
VJ	Odmładzanie
WLRT	Typ siedliska leśnego
WZE	Badanie stanu lasów
z.T.	Częściowo
FFH	specjalny obszar ochrony siedlisk
BGR	region biogeograficzny
WLRT	typ/ rodzaj siedlisk leśnych
BWI-	Federalna inwentaryzacja lasów
LRT	typ/ rodzaj siedlisk przyrodniczych
LANA	Federalna Grupa Robocza ds. ochrony przyrody, gospodarki krajobrazowej i rekreacji

FCK	Komisja Leśnictwa
AG	Grupa robocza
BfN	Federalna Agencja Ochrony Przyrody
DocHab	the Habitats Directive- dyrektywa w sprawie ochrony siedlisk

Literatura

Burkhardt, R., Robisch, F. & Schröder, E. (2004): Umsetzung der FFH-Richtlinie im Wald. Gemeinsame bundesweite Empfehlungen der Länderarbeitsgemeinschaft Naturschutz (LANA) und der Forstchefkonferenz (FCK). Natur und Landschaft 79(7): 316-323.

BMELV (2011): Aufnahmeanweisung für die dritte Bundeswaldinventur (BWI³) (2011-2012) (2. geänderte Aufl. Mai 2011). 73 S. + Anh.

BMU (2011): Übersetzung des Berichtsformats für den dritten Bericht nach Artikel 17 der FFH-Richtlinie für den Zeitraum von 2007 bis 2012 (Doc.Hab.-11-05/03). 40

BMVEL (2001): Aufnahmeanweisung für die Bundeswaldinventur II 2001-2002 (2. korrig., überarb. Aufl. Mai 2001). 73 S. + Anh.

EU-Kommission (2005): Assessment, monitoring and reporting of conservation status – Preparing the 2001-2007 report under Article 17 of the Habitats Directive (DocHab 04-03/03-rev.3).

EU-Kommission (2011): Assessment and reporting under Article 17 of the Habitats Directive. Reporting Formats for the period 2007-2012 (Doc.Hab.-11-05/03).

LANA (2001): Beschlüsse der LANA, 81. Sitzung in Pinneberg vom September 2001. http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/030306_lana.pdf

LANA (2006): 92. ordentliche Sitzung der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung am 16./17. März 2006 in Hamburg – Niederschrift. Beschlossen am 14./15.09.2006.

Sachteleben, J. & Behrens, M. (2010): Konzept zum Monitoring des Erhaltungszustandes von Lebensraumtypen und Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. BfN-Skripten 278. 180 S.

Schmitz, F., Polley, H., Hennig, P., Dunger, K. & Schwitzgebel, F. (2008): Die zweite Bundeswaldinventur – BWI², Inventur- und Auswertungsmethoden. Arbeitsbericht aus dem Institut für Waldökologie und Waldinventuren Nr. 2008/1. 80 Seiten.

Ssymank, A., Hauke, U., Rückriem, Ch. & Schröder, E. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) und der Vogelschutzrichtlinie (79/409/EWG). Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz Heft 53. LV Druck im Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster. ISBN 3-8924-113-3. 560 Seiten.

Załączniki

1. Mapa regionów biogeograficznych (BGR) i obszarów krajobrazowych
2. Lista aktualnych naturalnych zbiorowisk leśnych BWI
3. Tabela przyporządkowania naturalnych zbiorowisk leśnych do WLRT
4. Wykazy gatunków i cech różnicujących WLRT 9160, 9170 i 9190
5. Regionalizowana baza danych gatunków drzew WLRT według H, N, P
6. Algorytm WLRTen: schemat blokowy
7. Definicja drzewa siedliskowego
8. Upośledzenia

Załącznik 1. Mapa regionów biogeograficznych (BGR) i obszarów krajobrazowych



Quellen: Bundesamt für Naturschutz (BfN), Geobasisdaten (c) GeoBasis-DE / BKG.

Załącznik 2. Lista aktualnych naturalnych zbiorowisk leśnych BWI

- 1 Luzulo-Fagetum
- 2 Deschampsio-Fagetum
- 3 Galio odorati-Fagetum
- 4 Hordelymo-Fagetum
- 5 Fago-Quercetum
- 6 Lonicero alpigenae-Fagetum
- 7 Carici-Fagetum
- 8 Fago-Piceetum
- 9 Aceri-Fagetum
- 10 Luzulo-Abietetum
- 11 Galio rotundifolii-Abietetum
- 12 Vaccinio-Abietetum
- 13 Pyrolo-Abietetum
- 14 Betulo-Quercetum roboris
- 15 Luzulo-Quercetum
- 16 Vaccinio vitis-idaeae-Quercetum und Leucobryo-Pinetum
- 17 Stellario holostae-Carpinetum
- 18 Galio sylvatici-Carpinetum
- 19 Querco-Tilietum
- 20 Quercion pubescenti-petraeae, Carpinion p.p.
- 21 Erico-Pinetum
- 22 Pyrolo-Pinetum
- 23 Adoxo-Aceretum
- 24 Lunario-Acerenion p.p., Tilienion platyphylli
- 25 Alnetum viridis
- 26 Betulo carpaticae-Sorbetum
- 27 Asplenio-Piceetum
- 28 Bazzanio-Piceetum
- 29 Calamagrostio villosae-Piceetum
- 30 Homogyno-Piceetum
- 31 Erico-Pinion p.p., Rhododendro- Vaccinienion p.p.
- 32 Vaccinio-Pinetum cembrae
- 33 Piceo-Vaccinienion
- 34 Alnion glutinosae
- 35 Pruno-Fraxinetum
- 36 Carici remotae-Fraxinetum
- 37 Stellario-Alnetum
- 38 Alnetum incanae
- 39 Querco-Ulmetum
- 40 Salicetum albae
- 161 Vaccinio vitis-idaeae-Quercetum
- 162 Leucobryo-Pinetum

Załącznik 3. Tabela przyporządkowania naturalnych zbiorowisk leśnych do WLRT
(w kolumnach typy WLRT, w wierszach kody naturalnych zbiorowisk leśnych)

	2180	9110	9130	9140	9150	9160	9170	9180	9190	91D0	91E0	91F0	91G0	9410	9420
1	1	1							2						
2	1	1							2						
3	1		1				2								
4	1		1			2	2								
5	1	1				2	2		3						
6			1			2	2								
7					1		2								
8		1													
9				1											
10														1	
11			1												
12														1	
13			1												
14	1								1						
15	1								1						
161	1								1						
162	1														
17						1									
18							1								
19								1					(1)		
20															
21															
22															
23								1							
24								1							
25															
26								1							
27														1	
28														1	
29														1	
30														1	
31															
32															1
33										1					
34															
35											1				
36											1				
37											1				
38											1				
39						(2)	(2)					1			
40											1				

1 = pierwotne WLRT

2 = wtórne WLRT

3 = zarówno pierwotne, jak i wtórne WLRT

() = ignoruje algorytm BWI

Kody naturalnych zbiorowisk leśnych od 1 do 40: patrz Załącznik 2:

Załącznik 4. Wykazy gatunków i cech różnicujących WLRT 9160, 9170 i 9190

Na podstawie BMU (2011).

Aby rozróżnić WLRT 9160 i 9170, wymagane są następujące dane z powierzchni próbnej $r = 10 \text{ m}$:

Kod BWI	0	1
Gatunki grądowe**	Brak	Obecne

**Gatunki grądowe: *Carpinus betulus*, *Dactylis polygama*, *Potentilla sterilis*, *Ranunculus auricomus*, *Stellaria holostea*, *Vinca minor*.

Aby oddzielić WLRT 9160 i 9170, należy sprawdzić roślinność na okręgu $r = 10 \text{ m}$ pod kątem identyfikacji gatunków.

9160 przynajmniej jeden gatunek z:	<i>Alnus glutinosa</i> <i>Athyrium filix-femina</i> <i>Carex remota</i> <i>Filipendula ulmaria</i> <i>Stellaria nemorum</i>
9170 przynajmniej jeden gatunek z:	<i>Asarum europaeum</i> <i>Campanula persicifolia</i> <i>Carex pilulifera</i> <i>Deschampsia flexuosa</i> <i>Hepatica nobilis</i> <i>Lilium martagon</i> <i>Teucrium scorodonia</i> <i>Viburnum lantana</i> <i>Vincetoxicum hirundinaria</i>

Następujące typy identyfikacji mają również zastosowanie w NI, HH i HB:

9160 Przynajmniej jeden gatunek(NI, HH, HB)z:	<i>Adoxa moschatellina</i> <i>Allium ursinum</i> <i>Anemone ranunculoides</i> <i>Arum maculatum</i> <i>Circaea spp.</i> <i>Corydalis spp.</i> <i>Gagea lutea</i> <i>Impatiens noli-tangere</i> <i>Leucojum vernum</i> <i>Primula elatior</i> <i>Ranunculus lanuginosus</i>
9170 Przynajmniej jeden gatunek(NI, HH, HB)z:	<i>Convallaria majalis</i> <i>Galium sylvaticum</i>

Następujące typy identyfikacji mają również zastosowanie w NW

9160 Przynajmniej jeden gatunek(NW) z:	<i>Allium ursinum</i> <i>Carex brizoides</i> <i>Corydalis spp.</i> <i>Festuca gigantea</i> <i>Gagea lutea</i> <i>Impatiens noli-tangere</i> <i>Leucojum vernum</i> <i>Luzula luzuloides</i> <i>Luzula pilosa</i> <i>Primula elatior</i> <i>Ranunculus lanuginosus</i>
9167 Przynajmniej jeden gatunek(NW) z:	<i>Convallaria majalis</i> <i>Galium sylvaticum</i>

W celu potwierdzenia wtórnego WLRT 9190 (natWG 1-7) należy sprawdzić w okręgu $r = 10$ m, czy występują następujące cechy:

9190 WLRT	0	1
Gleby piaszczyste bez litej skały macierzystej na powierzchni. Stanowiska na przemian suche i wilgotne z trzęślicą modrą (<i>Molina coerulea</i>) lub obecność pojedynczych osobników wrzосу zwyczajnego (<i>Calluna vulgaris</i>), <i>Calamagrostis spec.</i> , <i>Deschampsia flexuosa</i> , <i>Dryopteris carthusiana</i> , <i>Frangula alnus</i> , <i>Holcus mollis</i> , <i>Polypodium vulgare</i> , <i>Pteridium aquilinum</i> , <i>Trientalis europaea</i> , <i>Vaccinium myrtillus</i>	Brak	Przynajmniej jeden
Gatunki grądowe	Brak	Obecny

Załącznik 5. Regionalizowana baza danych gatunków drzew WLRT według H, N, P

Zregionalizowana baza danych gatunków drzew WLRT według H, N, P jest zawarta w tabeli dostępu „b3_def_banwg” w pliku ZIP dostępnym na stronie:

https://bwi.info/Download/de/BWI-basisdaten/ACCESS2003/bwi20150320_alle_daten2012.zip

Załącznik 6. Algorytm WLRTen: schemat blokowy

Za pomocą podstawowego schematu blokowego (następna strona) można sprawdzić WLRT.

Używane skróty:

AntBu: Suma udziałów buka w ogólnej liczbie drzew

AntFi: suma udziałów świerka w ogólnej liczbie drzew

AntH: Suma udziałów głównych gatunków drzew w całkowitej liczbie drzew

AntHN: Suma udziałów głównych i domieszkowych gatunków drzew w ogólnej liczbie drzew

AntHNP: Suma udziałów głównych, domieszkowych i pionierskich gatunków drzew w ogólnej liczbie drzew

AntKi: Suma udziałów sosen w ogólnej liczbie drzew

AntLb: Suma udziałów drzew liściastych w ogólnej liczbie drzew

AntMb: Suma udziałów brzozy omszonej w ogólnej liczbie drzew

AntN: Suma udziałów gatunków drzew domieszkowych w ogólnej liczbie drzew

AntNb: suma udziałów gatunków iglastych w ogólnej liczbie drzew

AntP: Suma udziałów gatunków pionierskich w ogólnej liczbie drzew

HB: Hanzeatyckie miasto Brema

HH: Hanzeatyckie Miasto Hamburg

FFH: Flora-Fauna-Siedlisko

natWg: aktualne naturalne zbiorowisko leśne (kody naturalnych zbiorowisk leśnych od 1 do 40 patrz załącznik 2)

MinH: Minimalny udział głównych gatunków drzew w ogólnej liczbie drzew

MinHN: Minimalny udział głównych i drugorzędnych gatunków drzew w ogólnej liczbie drzew

MinHNP: Minimalny udział głównych, wtórnych i pionierskich gatunków drzew w ogólnej liczbie drzew

ŚM: Meklemburgia-Pomorze Przednie

NI: Dolna Saksonia

SH: Szlezwik-Holsztyn

WLRT: Typ siedliska leśnego (patrz Tabela 3 dla kodów)

WZP1/2: Wynik pomiaru listewką Bitterlicha ze współczynnikiem zliczania 1 lub 2

WZP4: Wynik pomiaru listewką Bitterlicha ze współczynnikiem zliczania 4

Podstawowy schemat blokowy

moduł „potnat-WLRTx” tworzy listę potencjalnie możliwych WLRT									
Tak									Nie
Moduł „Bestockung” filtruje obecnie możliwe WLRT z listy potencjalnie możliwych WLRT									Brak WLRT
Tak								Nie	
Biorąc pod uwagę bliskość wybrzeża WLRT = 2180								Brak WLRT	
Tak	Nie								
2180	natWg < 8								
	Tak	Nie							
	Moduł: BuEi- WLRTen	natWg = 14 oder 15 oder 161							
		Tak	Nie						
		Moduł: 9190- WLRT	natWg = 33						
			Tak	Nie					
			Moduł: Moor- WLRT	natWg = 19					
				Tak	Nie				
				Moduł: zu9180	natWg = 39				
					Tak	Nie			
					Moduł: zu91F0	potencjalny WLRT = aktualny WLRT			

Moduł: "potnat-WLRT1"

natWg = 1 oder 2						
Tak	Nie					
WLRT: 2180, 9110 lub 9190	natWg = 3					
	Tak	Nie				
	WLRT: 2180, 9130 lub 9170	natWg = 4				
		Tak	Nie			
		WLRT: 2180, 9130, 9160 lub 9170	natWg = 5			
			Tak	Nie		
			WLRT: 2180, 9110, 9160,	natWg = 6		
				Tak	Nie	
				WLRT:	natWg = 7	

			9170 lub 9190	9130, 9160 lub 9170	Tak	Nie	
					WLRT: 9150 lub 9170	natWg = 8	
						Tak	Nie
						WLRT: 9110	Moduł "potnat- WLRT2"

Moduł: "potnat-WLRT2"

natWg = 19							
Tak	Nie						
WLR T: 9180 lub 91G0	natWg = 23 oder 24 oder 26						
	Tak	Nie					
	WLR T: 9180	natWg = 27 oder 28 oder 29 oder 30					
		Tak	Nie				
		WLR T: 9410	natWg = 32				
			Nie				
			natWg = 33				
			Tak	Nie			
			WLRT: 91D0, 91D1, 91D2, 91D2 lub 91D4	natWg = 35 oder 36 oder 37 oder 38 oder 40			
				Tak	Nie		
				WLRT: 91E0	natWg = 39		
					Tak	Nie	
					WLRT: 91F0	Brak WLRT	

Moduł: Bestockung

Wybieranie głównych, domieszkowych i pionierskich gatunków drzew na oddzielnych listach gatunków drzew. Gatunki drzew z drzewostanu głównego BWI na powierzchni próbnej porównuje się z gatunkami potencjalnie możliwych WLRT, która jest zróżnicowana według kraju związkowego, obszaru wzrostu, rejonu wzrostu i strefy wysokościowej. Gatunki drzew, które są głównymi, domieszkowymi lub pionierskimi gatunkami drzew zgodnie z tabelą definicji, są przechowywane w oddzielnych tabelach dla każdego potencjalnego WLRT.	
Oblicz proporcje gatunków drzew w drzewostanie głównym według grup: • Głównie gatunki drzew (Anth), • Domieszkowe gatunki drzew (AntN), • Pionierskie gatunki drzew (AntP), • Głównie i domieszkowe gatunki drzew (AnthN) • Głównie, domieszkowe i pionierskie gatunki drzew (AnthNP)	
Faza rozwoju = 1	
Tak	Nie
• Minimalny udział głównych gatunków drzew (minH) = 10% • Minimalny udział głównych i domieszkowych gatunków drzew (minHN) = 0% • Minimalny udział głównych, domieszkowych i pionierskich gat. drzew (MinHNP) = 70%	

Porównaj proporcje z warunkami dla każdego potencjalnie możliwego WLRT			
AntH ≥ MinH i AntHN ≥ MinHN i AntHNP ≥ MinHNP			
Tak			Nie
Oblicz proporcje dla gatunków liściastych i iglastych			Brak WLRT
WLRT inny niż 91D2, 91D3, 91D4, 9410 i 9420			
Tak		Nie	
AntLb ≥ 50 %		potencjalny WLRT = aktualny WLRT	
Tak	Nie		
potencjalny WLRT = aktualny WLRT	Brak WLRT		

Moduł: BuEi-WLRTen

Udział buka w drzewostanie głównym			
<10%			
Tak	Nie		
Moduł: "BuAnt10"	10 % i < 30 %		
	Moduł: BuAnt1030	Moduł: "BuAnt30+"	

Moduł: BuAnt10

Obecne gatunki grądowe lub obecny grab z jednej z warstw	
Tak	Nie
Moduł: diffEiche	Moduł: 9190WLRT

Moduł: BuAnt30+

WLRT: 9110, 9130 lub 9150	
Tak	Nie
WLRT: 9110 lub 9130 lub 9150	Brak WLRT

Moduł: BaAnt1030

W drzewostanie głównym buk i dąb			
buk < dąb			
Tak	Nie		
Moduł: Ei9170u9190	Faza rozwoju = 1		
	Tak	Nie	
	Moduł: BaAnt30+	Brak WLRT	

Moduł: Ei9170u9190

Obecne gatunki grądowe lub obecny grab z jednej z warstw			
Tak		Nie	
Obecny typ 9170 lub lokalizacja zgodnie z WLRT 9170		Powierzchnia próbna w kraju związkowym: SH, HH, NI, HB lub MV	
Tak	Nie	Tak	Nie
Moduł: Reich9170	Brak WLRT	Moduł: 9190WLRT	Brak WLRT

Moduł: diffEiche

WLRT 9160 lub 9170			
Tak			Nie
Obecny typ 9160 lub lokalizacja zgodna z WLRT 9160			Brak WLRT
Tak	Nie		
Moduł: Reich9160	Obecny typ 9170 lub lokalizacja zgodna z WLRT 9170		
	Tak	Nie	
	Moduł: Reich9170	Brak WLRT	

Moduł: Reich9160

Jeżeli w WZP4 lub WZP1/2 lub w okręgach rejestracyjnych o promieniach 1 m, 2 m lub 10 m występuje jeden z poniższych gatunków drzew: jesion wyniosły, klon polny, lipa, wiąz, olsza czarna, czereśnia ptasia	
Tak	Nie
WLRT: 9160	Brak WLRT

Moduł: Reich9170

Jeżeli w WZP4 lub WZP1/2 lub w okręgach rejestracyjnych o promieniach 1 m, 2 m lub 10 m występuje jeden z poniższych gatunków drzew: lipa, czereśnia ptasia, jarzab brekinia, jarzab pospolity, jesion wyniosły, klon polny, grusza pospolita, osika	
Tak	Nie
WLRT: 9170	Brak WLRT

Moduł: 9190WLRT

Obecnie możliwy WLRT = 9190 i w $r = 10$ m: stanowiska na przemian suche i wilgotne z trzęślicą modrą (<i>Molina coerulea</i>) lub obecność pojedynczych osobników wrzосу zwyczajnego (<i>Calluna vulgaris</i>), <i>Calamagrostis spec.</i> , <i>Deschampsia flexuosa</i> , <i>Dryopteris carthusiana</i> , <i>Frangula alnus</i> , <i>Holcus mollis</i> , <i>Polypodium vulgare</i> , <i>Pteridium aquilinum</i> , <i>Trientalis europaea</i> , <i>Vaccinium myrtillus</i> lub na innej ustalonej podstawie (mapowanie siedlisk, Mapowanie biotopów, inna ekspertyza)	
Tak	Nie
WLRT: 9190	Brak WLRT

Moduł: MoorWLRT

Obecnie możliwy WLRT = 91D0, 91D1, 91D2, 91D3, 91D4 oraz typ bagienny dostępny na powierzchni próbnej $r=10m$ oraz grubość torfu w okręgu rejestracyjnym $10 m \geq 30 cm$ i $>5\%$ powierzchni próbnej pokryte torfowcem	
Tak	Nie
Moduł: Moor	Brak WLRT

Moduł: zu9180

WLRT: 9180 i 91G0	
Tak	Nie
WLRT: 91G0	WLRT: 9180 lub 91G0

Moduł: zu 91F0

Obecnie możliwe WLRT: 91F0 i (9160 i/lub 9170)	
Tak	Nie

Moduł: BuAnt10	Obecnie możliwe WLRT: 9160 i 9170)	
	Tak	Nie
	Brak WLRT (nie zdefiniowano)	WLRT = 9160, lub 9170 lub 91F0

Moduł: "Moor"

Proporcja gatunków drzew w drzewostanie głównym: • brzoza omszona (AntMb), • sosna (AntKi), • Świerk (AntFi)					
Potencjalny WLRT: 91D3 lub 91D0 i kosodrzewina					
Tak	Nie				
WLRT: 91D3	Potencjalny WLRT: 91D1 i $\text{AntMb} \geq \text{AntKi}$ i $\text{AntMb} \geq \text{AntFi}$				
	Tak	Nie			
	WLRT: 91D1	Potencjalny WLRT: 91D2 i $\text{AntKi} \geq \text{AntFi}$			
		Tak	Nie		
		WLRT: 91D2	Potencjalny WLRT: 91D4		
			Tak	Nie	
			WLRT: 91D4	Potencjalny WLRT :91D0	
				Tak	Nie
				WLRT: 91D0	Błąd

Załącznik 7. Definicja drzewa siedliskowego

Nie ma progu dla pierśnicy. W razie potrzeby można to później wyprowadzić z WZP 4. Drzewa siedliskowe to żywe drzewa - wystarczy jedna żywa gałąź. Jednoczesne rejestrowanie jako martwe drewno i drzewo biocenotyczne jest wykluczone

Typ drzewa (możliwe wielokrotne przypisanie)	Kryterium BWI
Drzewa dziuplaste	min. 1 dziupla stworzona przez dzięcioły lub gnijące gałęzie
O właściwości drzew siedliskowych	Żywe drzewa o pierśnicy ≥ 40 cm (można odfiltrować z WZP podczas oceny): • z zgnilizną pnia > 500 cm² w korpusie drewnianym, • z odstającą korą > 500 cm², minimalna szerokość 10 cm, • z hubami, • z pruchnowiskami na tyle dużymi, że mieści się przedramię, • z obumarłymi konarami (minimum 1/3 korony), • z martwym drewnie w koronie – minimum 3 obumarłe gałęzie (>20 cm średnicy i $>1,3$ m długości (szacunkowo)) w dolnej części korony, • z wypływami soku i soku > 50 cm długości na drzewach liściastych.
Drzewa z gniazdami ptaków	Drzewa ze średnim lub dużym gniazdem, które często jest zamieszkiwane przez wiele lat i w związku z tym usunięcie drzewa jest niemożliwe w perspektywie średnioterminowej (szacunkowa średnica gniazda co najmniej 50 cm lub co najmniej wielkość gniazda myszołowa)
Stare drzewa buk, dąb, jawor, klon zwyczajny, jesion, lipa, topola, drzewa iglaste: ≥ 80 cm pierśnicy Wszystkie inne: ≥ 40 cm	Żywe stare drzewa czyli m.in. drzewa, które ze względu na swój wiek lub duże rozmiary najprawdopodobniej mają już gnijące drewno. W każdym razie ostatni możliwy wiek użytkowania został już przekroczony; Cecha pochodzi z BHD WZP 4.

Załącznik 8. Upośledzenia

Wskaźnik	A	B	C	Powierzchnia próbna
Inwazyjne rośliny drzewiaste ¹	0%	$> 0\% \text{ i } \leq 1\%$	$>10\%$	$r=10\text{m}$
Gatunki wskaźnikowe eutrofizacji ² (tylko 9110, 9190, 91Dx)	$\leq 10\%$	$> 10\% \text{ i } \leq 50\%$	$>50\%$	$r=10\text{m}$
Inwazyjne rośliny zielne ³	0%	$> 0\% \text{ i } \leq 1\%$	$>10\%$	$r=10\text{m}$
Uszkodzenia gleby ⁴ przez pojazdy ⁵ poza drogami ⁶ i szlakami ⁷	Brak śladów rozjeżdżania poza wyznaczonymi szlakami oraz ≤ 1 szlak na kołowce	Brak śladów rozjeżdżania poza wyznaczonymi szlakami oraz $>1 \text{ i } \leq 2,5$ szlaku na kołowce	Ślady rozjeżdżania obecne również poza wyznaczonymi szlakami lub w kołowce obecne $>2,5$ szlaków	$r=25\text{m}$

1) Inwazyjne gatunki drzew: *Acer negundo*, *Ailanthus altissima*, *Buddleja davidii*, *Fraxinus pennsylvanica*, *Fraxinus americana*, *Mahonia aquifolium*, *Prunus laurocerasus*, *Prunus serotina*, *Rhus typhina*, *Robinia pseudoacacia*, *Symphoricarpos albus* (w przypadku tych drzew istnieje ryzyko niekontrolowanego rozmnażania lub rozprzestrzeniania się);

Więcej informacji: <http://www.floraweb.de/neoflora/handbuch.html>

2) Gatunki wskaźnikowe eutrofizacji: *Urtica dioica*, *Aegopodium podagraria*, *Alliaria petiolata*, *Elymus caninus*, *Galium aparine*, *Rumex obtusifolius*.

3) Inwazyjne gatunki zielne: *Heracleum mantegazzianum*, *Fallopia japonica*, *F. sacchalinensis*, *Impatiens glandulifera*, *Impatiens parviflora*, *Phytolacca americana*.

4) Widoczne zagęszczenie gleby, uszkodzenia gleby lub zmiany w roślinności zielnej związane z ruchem (niezależnie od czasu powstania);

5) Wszelkiego rodzaju pojazdy silnikowe i rowery;

6) Historyczne drogi, które nie były używane przez długi czas, nie są oczywiście uważane za uszkodzenia;

7) Obejmuje to szlaki zrywkowe i operacyjne.

Załącznik 9. Przykład agregacji danych

Następujące fikcyjne oceny zostały wykonane dla WLRT na 10 powierzchniach próbnych w regionie biogeograficznym:

Lp.	Starodrzew	Młody d-stan	D-stan główny	Pokrycie mchem torfowcem	Faza rozwojowa*	Struktura pionowa	Martwe drewno*	Drzewa siedliskowe*	Upośledzenia
1	A	nv	nv	nv	C	C	C	C	B
2	C	nv	nv	nv	C	C	C	C	C
3	nv	B	nv	nv	B	C	C	B	B
4	B	C	C	nv	C	A	C	C	B
5	C	C	C	nv	C	B	C	C	B
6	B	A	A	nv	C	B	B	A	B
7	B	B	B	nv	B	B	B	C	B
8	A	C	A	nv	C	A	A	C	B
9	A	B	A	B	A	B	C	C	A
10	B	nv	nv	A	C	C	C	C	B

nv = nie oceniane

* = Ocena odbywa się na poziomie dużych obszarów krajobrazowych lub regionów biogeograficznych z późniejszym odzwierciedleniem wyników na powierzchniach próbnych

Starodrzew, młody drzewostan, główny drzewostan, pokrycie mchów torfowców, strukturę pionową i upośledzenia oceniane są dla każdej indywidualnej powierzchni próbnej. Do oceny faz rozwojowych, martwego drewna i drzew siedliskowych zmierzone wartości na wielu powierzchniach próbnych są oceniane na poziomie dużych obszarów krajobrazowych lub BGR i przejmowana jest ta wartość dla powierzchni próbnych).

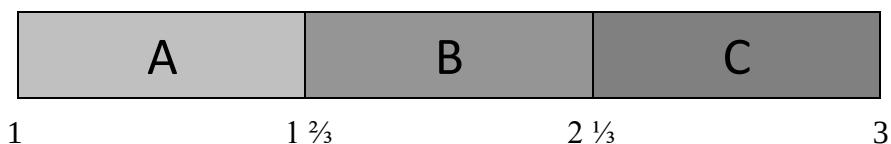
W przypadku martwego drewna średnią wartość oblicza się dla każdej fazy rozwojowej na dużym obszarze krajobrazowym lub w BGR, a następnie ocenia. Wynik oceny fazy zagospodarowania przyjmuje się dla każdej działki w tej fazie zagospodarowania.

Podczas agregacji danych stosuje się trzy różne metody:

1) Obliczenia według schematu Pinneberga łączą oceny trzech cech początkowych w jedną wartość. Schemat ten (tabela 21) służy do generowania poziomu wartości grupy cech "gatunki typowe oraz do określania oceny parametru „struktura i funkcje” z trzech grup cech.

2) Jak opisano w rozdziale 3.2.4, najgorzej oceniana cecha określa poziom wartości grupy cech.

3) Obliczenia za pomocą skali numerycznej są zawsze stosowane w agregacji, gdy należy połączyć więcej lub mniej niż trzy różne cechy. Tutaj wyskalowane porządkowo wartości A, B, C są najpierw przekształcane na wartości liczbowe 1, 2, 3 ($A \rightarrow 1$, $B \rightarrow 2$, $C \rightarrow 3$). Wartość średnia $> 2 \frac{1}{3}$ oznacza "C", wartość średnia $> 1 \frac{2}{3}$ i $\leq 2 \frac{1}{3}$ oznacza "B", wartość średnia $\leq 1 \frac{2}{3}$ oznacza "A".



Jeżeli występuje tylko starodrzew lub tylko młody drzewostan i nie ocenia się pokrycia przez torfowce, dochodzi się bezpośrednio do oceny grupy charakterystycznej „gatunki typowe” (poletka 1-3) bez agregacji. Z drugiej strony, jeśli na powierzchni występuje starodrzew, młody drzewostan i drzewostan główny ocenę kategorii wyprowadza się na podstawie tych trzech cech (pow. 4-8). W WLRT poza 91Dx ocena inwentaryzacji gatunkowej jest równoznaczna z oceną składu gatunkowego drzewostanu 1-8). W WLRT 91Dx oceny pokrycia przez torfowce i składu gatunkowego drzewostanu są agregowane z równą wagą za pomocą skali numerycznej do oceny inwentaryzacji gatunkowej (poła 9-10).

Wynikiem agregacji w kategorii „gatunki typowe” jest:

Lp.	Oceny kategorii „gatunki typowe” na powierzchniach próbnych				Agregacja ocen w ramach kategorii „gatunki typowe”				
	Starodrzew	Młody d-stan	D-stan główny	Pokrycie mchem torfowcem	Skład d-stanu (A/B/C)	Skład d-stanu (skala numeryczna)	Pokrycie mchem torfowcem (skala numeryczna)	Średnia z ocen (skala numeryczna) składu d-stanu i pokrycia mchem torfowcem	Ocena
1	A	nv	nv	nv	A	--	--	--	A
2	C	nv	nv	nv	C	--	--	--	C
3	nv	B	nv	nv	B	--	--	--	B
4	B	C	C	nv	C	--	--	--	C
5	C	C	C	nv	C	--	--	--	C
6	B	A	A	nv	A	--	--	--	A
7	B	B	B	nv	B	--	--	--	B
8	A	C	A	nv	B	--	--	--	B
9	A	B	A	B	A	1	2	1,5	A
10	B	nv	nv	A	B	2	1	1,5	A

nv = nie oceniane

-- = niewymagane

Oceny „fazy rozwojowe”, „struktura pionowa”, „martwe drewno” i „drzewa siedliskowe” są agregowane z tą samą wagą za pomocą skali numerycznej (patrz wyżej) w ramach kategorii „struktura siedliska”. Wynikiem agregacji w kategorii „struktura siedliska” jest:

Lp.	Oceny kategorii „struktura siedliska” na powierzchniach próbnych				Agregacja ocen w ramach kategorii „struktura siedliska”					
	Faza rozwojowa*	Struktura pionowa	Martwe drewno*	Drzewa siedliskowe*	Faza rozwojowa*	Struktura pionowa	Martwe drewno*	Drzewa siedliskowe*	Kryterium „struktura siedliska”	
	Ocena A/B/C				Ocena (skala numeryczna)				Średnia	Ocena
1	C	C	C	C	3	3	3	3	3,00	C
2	C	C	C	C	3	3	3	3	3,00	C
3	B	C	C	B	2	3	3	2	2,50	C
4	C	A	C	C	3	1	3	3	2,50	C
5	C	B	C	C	3	2	3	3	2,75	C
6	C	B	B	A	3	2	2	1	2,00	B
7	B	B	B	C	2	2	2	3	2,25	B
8	C	A	A	C	3	1	1	3	2,00	B
9	A	B	C	C	1	2	3	3	2,25	B
10	C	C	C	C	3	3	3	3	3,00	C

* = Ocena odbywa się na poziomie dużych obszarów krajobrazowych lub regionów biogeograficznych z późniejszym odzwierciedleniem wyników na powierzchniach próbnych

Oceny cech „inwazyjne rośliny drzewiaste”, „inwazyjne rośliny zielne”, „gatunki wskaźnikowe eutrofizacji”, „uszkodzenia gleby” są agregowane w kategorii „upośledzenia”, z najgorszą indywidualną oceną wpływającą na wynik (nie pokazano tutaj szczegółowo).

W końcowym etapie wyniki oceny kategorii „gatunki typowe”, „struktura siedliska” i „upośledzenia” są agregowane z tą samą wagą według schematu Pinneberg do wyniku oceny dla parametru „struktura i funkcje” na powierzchni próbnej.

Lp.	Kryterium			Parametr „struktura i funkcje” na powierzchni próbnej
	Gatunki typowe	Struktura siedliska	Upośledzenia	
	Ocena A/B/C			
1	A	C	B	B
2	C	C	C	C
3	B	C	B	B
4	C	C	B	C
5	C	C	B	C
6	A	B	B	B
7	B	B	B	B
8	B	B	B	B
9	A	B	A	A
10	A	C	B	B

Jeśli każda powierzchnia próbna reprezentuje obszar o powierzchni 4 km², to dla udziałów powierzchni A, B i C WLRT w regionie biogeograficznym otrzymamy następujący wynik:

Ocena	Liczba powierzchni	Powierzchnia	Udział procentowy
A	1	4 km ²	10 %
B	6	24 km ²	60 %
C	3	12 km ²	30 %

IVc. Ocena stanu ochrony siedliska w regionie biogeograficznym

Procedura wyprowadzenia oceny parametru „struktura i funkcje” na poziomie regionu biogeograficznego według metodyki niemieckiej przedstawiono za opracowaniem:

Ellwanger G., Rath U., Benz A., Runge S., Ackermann W., Sachteleben J. (Red.) 2020: Der nationale Bericht 2019 zur FFH-Richtlinie. Ergebnisse und Bewertung der Erhaltungszustände. Teil 1 – Die Lebensraumtypen des Anhangs I und allgemeine Berichtsangaben. – BfN-Skripten 583.

Strony: 11-12.

[...] Schematy oceny podzielono na kryteria: „kompletność struktury siedliskowej typowej dla siedliska”, „kompletność inwentaryzacji gatunkowej typowej siedliska” oraz „upośledzenia”. Kryteria te są początkowo oceniane indywidualnie w oparciu o jedną lub więcej cech. Te trzy kryteria są następnie łączone w całkowitą wartość na obszar próbki przy użyciu macierzy oceny. Ogólna wartość jest klasyfikowana w trzech porządkowych poziomach wartości A – doskonały stopień zachowania, B – dobry stopień zachowania i C – średni lub słaby stopień zachowania. Odsetek powierzchni próby ocenionych jako „niekorzystny” stopień ochrony (klasa wartości C) w obrębie regionu biogeograficznego jest uwzględniony w parametrze „specyficzne struktury i funkcje” wraz ze wskazaniem trendu z monitoringu [...]. Dane z raportów krajów związkowych zostały użyte, jeśli informacje, które mają być opcjonalnie przekazane przez kraje związkowe, stanowiły ponad 70% udziału zdarzeń, a agregacja nie dała wyniku „nieznanego”.

[...] W przeciwieństwie do ostatniego raportu, ocena jakości siedlisk w raporcie z 2019 r. nie opierała się na uzyskanym udziale C, ale na podstawie ocen A, B i C utworzono wskaźnik ważony (zob. Ramka 1). [...]

Indeks = $(MPP \text{ z A} * 5 + MPP \text{ z B} * 4 + MPP \text{ z C} * 1) / (\text{suma MPP} * 5)$

- Wynik < 0,47: U2,
- Wynik $\geq 0,47$ i < 0,73: U1,
- Wynik $\geq 0,73$: FV.

Ramka 1. Obliczanie wskaźnika ważonego z ocen uzyskanych na monitorowanych powierzchniach próbnych (MPP).

Załącznik V Szczegółowe porównanie użytych wskaźników, kryteriów oceny, waloryzacji i typu danych w analizowanych metodykach

9110

Skład gatunkowy

Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Polska	Charakterystyczna kombinacja florystyczna	Obecność gatunków z otwartej listy gatunków charakterystycznych i dominujących w warstwie c i d	Ocena ekspercka kombinacji gatunków w trójstopniowej skali	FV: typowa, właściwa dla siedliska przyrodniczego (z uwzględnieniem specyfiki regionalnej i zróżnicowania fitosocjologicznego); U1: zubożona lub zniekształcona (z udziałem gatunków synantropijnych lub nitrofilnych <5% pokrycia), U2: z wysokim udziałem gatunków synantropijnych lub obcych >5% pokrycia przy zachowanym drzewostanie z przewagą buka.
Polska	Skład drzewostanu	Obecność i udział gatunków typowych oraz obcych geograficznie i ekologicznie (lista otwarta)	Ocena ekspercka kombinacji gatunków w trójstopniowej skali	FV: drzewostan z dominującym udziałem buka (>50%) bez gatunków obcych ekologicznie i/lub geograficznie U1: drzewostan o zaburzonych stosunkach ilościowych jednak z udziałem gatunków mogących występować w siedlisku (np. So, Św do 20% w buczynach niżowych) U2: Drzewostan silnie przekształcony, np. współdominacja So i Bk w drzewostanach niżowych, buk w postaci przestojów w młodych drzewostanach spontanicznego pochodzenia
Niemcy FFH	Gatunki typowe w runie	Obecność gatunków z zamkniętej listy gatunków typowych w warstwie c i d względem innych gatunków	Ocena ekspercka kombinacji gatunków w trójstopniowej skali	A: Charakterystyczna B: Nieznacznie zmieniona C: Bardzo zmieniona
Niemcy FFH	Gatunki typowe w drzewostanie	Udział w pokryciu warstw drzew i krzewów gatunków z zamkniętej listy gatunków typowych	Oszacowanie udziału pokrycia terenu przez gatunki spełniające kryteria w sumarycznym pokryciu drzew i krzewów	A: $\geq 90\%$ udziału pokrycia B: ≥ 80 i $< 90\%$ udziału pokrycia C: $< 80\%$ udziału pokrycia

Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Niemcy BWI	Gatunki typowe w drzewostanie - starodrzew	Udział w pierśnicowym polu przekroju drzewostanu gatunków głównych (H), domieszkowych (N) i pionierskich (P) z listy zamkniętej	Określenie udziału (%) gatunków w pierśnicowym polu przekroju przy użyciu listewki Bitterlicha	W I fazie rozwojowej lasu: A: $H \geq 30\%$ i $H+N \geq 40\%$ i $H+N+P=100\%$ B: $H \geq 20\%$ i $H+N \geq 30\%$ i $H+N+P \geq 80\%$ C: $H < 20\%$ i $H+N < 30\%$ i $H+N+P < 80\%$ W II-V fazie rozwojowej lasu: A: $H \geq 50\%$ i $H+N \geq 70\%$ i $H+N+P \geq 90\%$ B: $H \geq 40\%$ i $H+N \geq 60\%$ i $H+N+P \geq 80\%$ C: $H < 40\%$ i $H+N < 60\%$ i $H+N+P < 80\%$
Niemcy BWI	Gatunki typowe w drzewostanie – drzewostan główny	Udział w pierśnicowym polu przekroju drzewostanu gatunków głównych (H), domieszkowych (N) i pionierskich (P) z listy zamkniętej	Określenie udziału (%) gatunków w pierśnicowym polu przekroju przy użyciu listewki Bitterlicha	Jeśli odnowienie tworzy drzewostan główny to waloryzacja wg. Gatunki typowe w drzewostanie – odnowienie. Jeśli starodrzew tworzy drzewostan główny to waloryzacja wg. Gatunki typowe w drzewostanie – starodrzew
Niemcy BWI	Gatunki typowe w drzewostanie - odnowienie	Udział w pokryciu odnowienia (H 0,2-4m) gatunków głównych (H), domieszkowych (N) i pionierskich (P) z listy zamkniętej	Oszacowanie udziału pokrycia gatunków w sumarycznym pokryciu drzew i krzewów na powierzchni próbnej ($r=10m$)	A: $H \geq 30\%$ i $H+N \geq 40\%$ i $H+N+P=100\%$ B: $H \geq 20\%$ i $H+N \geq 30\%$ i $H+N+P \geq 90\%$ C: $H < 20\%$ i $H+N < 30\%$ i $H+N+P < 90\%$
Dania	x	x	x	x
Czechy	Gatunki typowe (TD)	Obecność gatunków z zamkniętej listy gatunków specyficznych (26 gat.) bez względu na obecność innych gatunków	Zliczanie gatunków ze spisu gatunków w jednorodnym płacie siedliska	P: >7 MP: 1-6 N: Brak W uzasadnionych przypadkach dopuszczalna zmiana waloryzacji.

Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Czechy	Rozpoznawalność siedliska (RB)	Homogeniczność składu gatunkowego runa i łatwość klasyfikacji płatu siedliska niezależnie od jego stanu i obecności innych gatunków niż typowe.	Ocena ekspercka w czterostopniowej skali	V: odrębny płat siedliska P: Płat siedliska o cechach przejściowych F: Przynależność płatu do siedliska niewyraźna W: Siedlisko przekształcone antropogenicznie, wysoki stopień degradacji a gatunki typowe nieliczne lub brak. Jest to kolejny stopień degradacji siedliska (por. Odkształcenia składu gatunkowego od wzorca: Degradacja (DG)).
Czechy	Tylko częściowo „rola płatu siedliska w regionie” (RH) (patrz Funkcje przyrodnicze - Obecność gatunków wskaźnikowych)			
Francja	x	x	x	x

Funkcje przyrodnicze

Struktura pionowa i przestrzenna drzewostanu

Funkcje przyrodnicze - Struktura pionowa i przestrzenna drzewostanu				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Polska	Struktura pionowa i przestrzenna roślinności	Zróznicowanie struktury wiekowej i przestrzennej drzewostanu	Ocena ekspercka zróznicowania drzewostanu na transekcje	FV: Zróznicowana; drzewostan różnowiekowy, zróznicowany przestrzennie, zawsze z grupami i kępami starych drzew. U1: Jednolity drzewostan z pojedynczymi drzewami w innym wieku o jednakowym przestrzennie zwarcu U2: Jednolite odnowienie lub zróznicowana struktura KO z <10% powierzchni zajętej przez fragmenty starego drzewostanu.
Polska	Naturalne odnowienie drzewostanu	Występowanie odnowienia naturalnego gatunków drzew naturalnie występujących w drzewostanie	Ocena ekspercka odnowienia na transekcje	FV: Obecne, wypełniające dogodne do odnowienia miejsca, w szczególności naturalne luki i prześwietlenia, o składzie odpowiadającym składowi drzewostanu; przy rębniach nie wymagające uzupełnienia odnowieniem sztucznym; U1: Tak, lecz mało intensywne, słabo reagujące na luki i prześwietlenia, część powierzchni o odpowiednich dla rozwoju młodego pokolenia warunkach świetlnych pozostaje bez odnowienia; U2: Brak przejawów odnowienia, nie powstaje nawet w potencjalnie dogodnych pod względem świetlnym miejscach – lukach i prześwietleniach.
Polska	Wiek drzewostanu	Udział drzew starszych niż 50 i 100 lat	Na podstawie szacunku lub opisu taksacyjnego	FV: >10% udziału drzew starszych niż 100 lat; U1: <10% udziału drzew starszych niż 100 lat ale >50% udziału drzew starszych niż 50 lat; U2: <10% udziału drzew starszych niż 100 lat i <50% udziału drzew starszych niż 50 lat

Funkcje przyrodnicze - Struktura pionowa i przestrzenna drzewostanu				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Niemcy FFH	Struktura przestrzenna	Obecność na powierzchni próbnej faz rozwojowych określanych na podstawie średniej pierśnicy: I: <13cm; II: ≥13cm i <35cm; III: ≥35cm i <50cm; IV: ≥50cm i <70cm; V: ≥70cm	Szacunek udziału poszczególnych faz na powierzchni próbnej	A: ≥3 fazy i pokrycie fazy IV + V ≥ 40% A: ≥2 fazy i pokrycie fazy IV + V ≥ 20% C: Pozostałe przypadki
Niemcy BWI	Struktura pionowa	Liczba warstw drzewostanu (w tym jako jedna podrost i podszyt)	Obserwacja na powierzchni kołowej	A: >2 warstwy B: 2 warstwy C: 1 warstwa
Niemcy BWI	Struktura przestrzenna	Przynależność dominującej warstwy drzewostanu do fazy rozwojowej na podstawie średniej pierśnicy: I: <20cm; II: ≥20cm i <35cm; III: ≥35cm i <50cm; IV: ≥50cm i <70cm; V: ≥70cm	Pomiar pierśnic na powierzchni kołowej	Udział (%) faz rozwojowych w regionie: A: I≥5% i II≥5% i III≥10% i IV+V≥40% B: I≥5% i II≥5% i III≥10% i IV+V≥17 i <40% C: Pozostałe przypadki
Dania	Liczba dużych drzew	Liczba drzew o pierśnicy >40cm na 1 ha lasu	Zliczanie drzew na powierzchni próbnej r=15m	Średnia z powierzchni próbnych na stacji: "na pewno źle": <3,5 szt./ha "na pewno dobrze": >7 szt./ha
Czechy	Struktura drzewostanu	Struktura pionowa drzew i krzewów (nie uwzględnia się drzew i krzewów o H<1,3m pokrycie warstwy krzewów uwzględniane gdy wynosi min. 25%)	Ocena ekspercka przy użyciu skali nominalnej	M - młodniki S - drzewostan w tym samym wieku i tej samej wysokości Q - roślinność wielopiętrowa lub roślinność z niedorozwiniętymi piętrami D - roślinność dwupiętrowa, a dolne piętro składa się zwykle z młodych drzew lub krzewów R - mozaika drzewostanów o różnym wieku lub wysokości (ostęp). P – większość płatu pokryta przez dwa lub więcej pięter drzew (lub dwa piętra drzew i jedno piętro krzewów). K - drzewostan po katastrofie
Czechy	Tylko częściowo „rola płatu siedliska w regionie” (RH) (patrz Funkcje przyrodnicze - Obecność gatunków wskaźnikowych)			

Funkcje przyrodnicze - Struktura pionowa i przestrzenna drzewostanu				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Francja	Drzewa o ponadnormatywnej grubości	Liczba drzew żywych o pierśnicy $\geq 70\text{cm}$ na 1ha lasu lub ich sumaryczny udział w pierśnicowym polu przekroju drzewostanu	Pomiar pierśnic na powierzchni kołowej $r=20\text{m}$	Średnia z powierzchni próbnych w obszarze: >8 szt./ha lub $>15\%$: +5 pkt. $5-8$ szt./ha lub $8-10\%$: 0 pkt. $3-5$ szt./ha lub $5-8\%$: -5 pkt. $1-3$ szt./ha lub $2-5\%$: -10 pkt. <1 szt./ha lub $<2\%$: -20 pkt.
Francja	Młody drzewostan (zamiennie ze wskaźnikiem „zdolności regeneracyjne”)	Udział powierzchni siedliska pokrytej przez młody drzewostan (odnowienia lub zalesienia istniejące dłużej niż rok o wysokości przekraczającej 0,3 m oraz uprawy i młodniki do wysokości 6 m lub do wykonania pierwszych trzebieży	Szacunek na powierzchniach próbnych lub dane z opisu taksacyjnego	Wartość średnia w obszarze: $5-20\%$: 0 pkt, $<5\%$ lub $>20\%$: -10 pkt.
Francja	Zdolności regeneracyjne (zamiennie z wskaźnikiem „młody drzewostan”)	Obecność problemów z odnowieniem naturalnym w obszarze	Ocena ekspercka w trójstopniowej skali	Wartość dla obszaru: Brak: 0 pkt., Średnie: -5 pkt., Poważne: -10 pkt.

Gatunki wskaźnikowe

Funkcje przyrodnicze - Gatunki wskaźnikowe				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Polska	Stan kluczowych dla różnorodności biologicznej gatunków lokalnie typowych dla siedliska (wskaźnik fakultatywny)	Stan ochrony gatunków (chronionych, zagrożonych i rzadkich) lokalnie typowych dla siedliska	Ocena ekspercka w trójstopniowej skali	FV: stan siedliska wszystkich lokalnie ważnych gatunków właściwy, U1: stan siedliska niektórych lokalnie ważnych gatunków niezadawalający, U2: stan siedliska niektórych lokalnie ważnych gatunków zły
Niemcy FFH	x	x	x	x
Niemcy BWI	x	x	x	x
Dania	Liczba gatunków wskaźnikowych	Średnia liczba gatunków z powierzchni próbnych w obrębie stacji z określonego zbioru (25 gat.) do wysokości 1,8m nad ziemią	Zliczanie gatunków na powierzchni próbnej (r=15)	Średnia z powierzchni próbnych na stacji: "na pewno źle": <1,5 "na pewno dobrze": >3
Dania	Liczba gatunków roślin drzewiastych stanowiących pożytek pszczeli	Średnia liczba gatunków roślin drzewiastych stanowiących pożytek pszczeli z powierzchni próbnych w obrębie stacji	Zliczanie gatunków na powierzchni próbnej (r=5)	Średnia z powierzchni próbnych na stacji: "na pewno źle": <1,5 "na pewno dobrze": >2
Czechy	Częściowo Rola płatu siedliska w regionie (RH)	a) lokalna powszechność siedliska; b) występowanie gat. chronionych, zagrożonych i rzadkich; c) złożoność budowy pionowej; d) bogactwo gatunkowe; e) reprezentatywność płatu siedliska; f) potrzeba objęcia ochroną prawną.	Ocena ekspercka w czterostopniowej skali porządkowej	Według opinii eksperta od 1 do 4 (wartość wyższa im rola siedliska w regionie jest wyższa)
Francja	Owady saproksyliczne (wskaźnik fakultatywny)	Liczba gatunków „wymagających” i „bardzo wymagających” według opracowania Brustel (2004) w badanym obszarze.	Obecność gatunków w obszarze stwierdzona na podstawie kilku lat badań przez doświadczonych entomologów	Liczba gatunków w obszarze: >5 bardzo wymagających: +2pkt, 1-4 b. wymagających i >5 wymagających, lub brak danych: 0 pkt, <1 bardzo wymagających i <5 wymagających: -2 pkt.

Martwe drewno

Funkcje przyrodnicze - Martwe drewno				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Polska	Martwe drewno (łącznie zasoby)	Mięszość (m ³ /ha) martwego drewna (d min>7cm)	Pomiar martwego drewna na transekcie lub dane z opisu taksacyjnego	FV: >20 m ³ /ha, U1: 10-20 m ³ /ha U2: <10 m ³ /ha
Polska	Martwe drewno wielkowymiarowe	Liczba sztuk martwego drewna o długości/wysokości >3m i grubości >50cm w pierśnicy (stojące) lub grubszym końcu (szt./ha)	Zliczanie na obszarze transektu	FV: >5 szt./ha, U1: 3-5 szt./ha U2: <1 szt./ha Próg grubości w uzasadnionych przypadkach można obniżyć do 30 cm
Niemcy FFH	Martwe drewno	Liczba sztuk martwego drewna o długości/wysokości >3m i grubości >50cm (30 cm w przypadku gatunków o miękkim drewnie) pierśnicy (stojące) lub grubszym końcu (szt./ha)	Zliczanie lub szacunek na powierzchni próbnej	A: >3 szt./ha, B: 1-3 szt./ha C: <1 szt./ha
Niemcy BWI	Martwe drewno	Mięszość (m ³ /ha) martwego drewna (d min>20cm)	Pomiar martwego drewna na kołowce r=5m	Średnia wartość ze wszystkich powierzchni w regionie: A: ≥ 35 m ³ /ha B: ≥ 15 i <35 m ³ /ha C: < 15 m ³ /ha
Dania	Mięszość martwego drewna	Mięszość (m ³ /ha) martwego drewna (d min>20cm, H/L ≥ 2m)	Pomiar martwego drewna i na powierzchni próbnej r=15m	Średnia z powierzchni próbnych na stacji: "na pewno źle": <15 m ³ /ha "na pewno dobrze": >45 m ³ /ha
Czechy	Martwe drewno (MD)	Mięszość (m ³ /ha) martwego drewna (d min>7cm)	Szacunek w płacie siedliska	0 - martwe drewno nie występuje lub występuje w znikomej ilości, 1- porożrzucane lub przewrócone martwe drzewo, 2 - dużo stojących lub przewróconych martwych drzew, 3 - las po katastrofie 4 - powalony drzewostan.

Funkcje przyrodnicze - Martwe drewno				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Francja	Martwe drewno	Liczba sztuk/ha martwego drewna o grubości > 30 cm w grubszym końcu	Zliczanie na powierzchni próbnej	Średnia z powierzchni próbnych w obszarze: >8 szt./ha lub >6 ale min. 1 o d >47,5cm: +5 pkt, 6-8 szt./ha: 0 pkt, 3-6 szt./ha: -5 pkt, 1-3 szt./ha: -10 pkt, <1 szt./ha: -20 pkt

Drzewa biocenotyczne

Funkcje przyrodnicze - Drzewa biocenotyczne				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Polska	Mikrosiedliska drzewne	Liczba na 1 ha mikrosiedlisk drzewnych (huby, istotne obłamania korony, zmarłe główne konary, rozszczepienia pnia, blizny piorunowe, pęknięcia pnia, dziuple, próchnowiska, wykroty, drzewa prawdopodobnie starsze niż 150 lat.	Zliczanie mikrosiedlisk na transekcje	FV: >20 szt./ha, U1: 10-20 szt./ha U2: <10 szt./ha
Niemcy FFH	Drzewa siedliskowe	Liczba na 1 ha drzew siedliskowych (drzewa z dziuplami lub gniazdami; lub drzewa o d1.3 >40 cm z martwicami, hubami, wyciekami soku, częściowo obumarłe lub z połamanymi konarami; lub inne stare drzewa (>150 lat) z gatunków typowych dla siedliska	Zliczanie lub szacunek na powierzchni próbnej	A: >6 szt./ha, B: 3-6 szt./ha C: <3 szt./ha
Niemcy BWI	Drzewa biocenotyczne	Liczba na 1 ha drzew siedliskowych (drzewa z dziuplami lub gniazdami; lub drzewa o d1.3 >40 cm z martwicami, hubami, wyciekami soku, częściowo obumarłe lub z połamanymi konarami; lub inne stare drzewa (>150 lat) z gatunków typowych dla siedliska	Zliczanie na powierzchni próbnej (r=25m)	Średnia dla obszaru: A: >6 szt./ha, B: 3-6 szt./ha C: <3 szt./ha
Dania	Liczba drzew z dziuplami lub zgnilizną	Liczba drzew z dziuplami bądź martwicami (min. 100 cm ²) na wysokości j 0,5m powyżej gruntu	Zliczanie drzew na powierzchni próbnej r=15m	Średnia z powierzchni próbnych na stacji: "na pewno źle": <2 szt./ha "na pewno dobrze": >5 szt./ha
Czechy	x	x	x	x
Francja	Pośrednio wskaźnik: Drzewa o ponadnormatywnej grubości			

Zaburzenia

Zaburzenia				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Polska	Ekspansywne gatunki rodzime w runie	Procent pokrycia terenu przez gatunki nitrofilne (lista otwarta)	Szacunek pokrycia terenu	FV: Brak gatunków lub pojedyncze okazy U1: 5-25% pokrycia U2: >25% pokrycia
Polska	Inwazyjne gatunki obce w podszybie i runie	Procent pokrycia terenu przez obce gatunki inwazyjne w podszybie i runie (lista otwarta) w pokryciu terenu	Szacunek pokrycia terenu	FV: Brak (W Sudetach dopuszczalne pojedyncze okazy <i>Digitalis purpurea</i>) U1: ≤2% pokrycia U2: >2% pokrycia
Polska	Gatunki obce w drzewostanie	Procent pokrycia terenu przez gatunki poza naturalnym zasięgiem geograficznym	Szacunek pokrycia terenu lub na podstawie opisu taksacyjnego	FV: <5% udziału powierzchniowego i nieodnawiające się U1: 5-15% udziału powierzchniowego i nieodnawiające się U2: >15% udziału powierzchniowego lub spontanicznie odnawiające się
Polska	Inne zniekształcenia	Obecność uszkodzeń gleby, runa, podszytu i podrostu wskutek użytkowania lub presji zwierząt; rozjeżdżania, wydeptywania, zaśmiecania,	Ocena ekspercka w trójstopniowej skali	FV: Brak U1: Notowane sporadycznie U2: Licznie, oddziałując na strukturę
Polska	Częściowo również wskaźniki dotyczące zgodność składu gatunkowego ze wzorcem			
Niemcy FFH	Apofity i neofity	Udział w pokryciu warstwy c gatunków uznawanych za neofity, apofity oraz gatunki wskaźnikowe zaburzeń i eutrofizacji (lista otwarta)	Oszacowanie udziału pokrycia terenu przez gatunki spełniające kryteria w pokryciu warstwy zielonej	A: ≤5% udziału pokrycia B: 5-25% udziału pokrycia C: >25% udziału pokrycia

Zaburzenia				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Niemcy FFH	Neofity drzewiaste	Udział w pokryciu warstw drzew i krzewów gatunków neofitów jeśli zachodzi ryzyko ich niekontrolowanego rozprzestrzeniania się (lista otwarta)	Oszacowanie udziału pokrycia terenu przez gatunki spełniające kryteria w sumarycznym pokryciu warstwy drzew i krzewów	A: ≤5% udziału pokrycia B: 5-10% udziału pokrycia C: >10% udziału pokrycia
Niemcy FFH	Uszkodzenia gleby	Występowanie uszkodzeń gleby powodujących znaczne zmiany w runie	Szacunek udziału powierzchni uszkodzonej	A: ≤5% udziału powierzchni uszkodzonej oraz uszkodzenia tylko na szlakach zrywkowych oraz brak kolein na szlakach zrywkowych; B: >5 i ≤10% udziału powierzchni uszkodzonej oraz/lub nieliczne ślady poza szlakami zrywkowymi oraz/lub umiarkowane koleiny na szlakach; C: >10% udziału powierzchni uszkodzonej oraz/lub ślady rozjeżdżania liczne poza szlakami oraz/lub głębokie koleiny na szlakach
Niemcy FFH	Inne zniszczenia	Obecność innych niż ujętych w pozostałych wskaźnikach szkód w warunkach siedliskowych, roślinności, odnowieniu i strukturze drzewostanu spowodowanych użytkowaniem i presją zwierzyny	Ocena ekspercka	A: Brak lub nieznaczne B: Średnie C: Znaczne
Niemcy FFH	Inne uszkodzenia	Obecność innych zaburzeń	Ocena ekspercka	A: Brak lub nieznaczne B: Średnie C: Znaczne
Niemcy FFH	Eliminacja <i>Ilex aquifolium</i>	Ograniczanie powierzchni występowania <i>Ilex aquifolium</i> i udział powierzchni tej powierzchni we wcześniejszym areale gatunku na powierzchni próbnej	Szacunek udziału powierzchni	A: Brak B: ≤30% zajętej wcześniej powierzchni C: >30% zajętej wcześniej powierzchni Dotyczy tylko drzewostanów z naturalnym występowaniem <i>Ilex aquifolium</i>

Zaburzenia				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Niemcy BWI	Inwazyjne rośliny drzewiaste	Udział w pokryciu warstwy drzew gatunków z listy zamkniętej	Oszacowanie udziału pokrycia terenu przez gatunki spełniających kryteria w pokryciu warstwy drzew na kołowce r=10m	A: 0% udziału pokrycia B: >0-10% udziału pokrycia C: >10% udziału pokrycia
Niemcy BWI	Inwazyjne rośliny zielne	Udział w pokryciu warstwy zielnej gatunków z listy zamkniętej	Oszacowanie udziału pokrycia terenu przez gatunki spełniających kryteria w pokryciu warstwy zielnej na kołowce r=10m	A: 0% udziału pokrycia B: >0-10% udziału pokrycia C: >10% udziału pokrycia
Niemcy BWI	Gatunki wskaźnikowe eutrofizacji	Udział w pokryciu warstwy zielnej gatunków z listy zamkniętej	Oszacowanie udziału pokrycia terenu przez gatunki spełniających kryteria w pokryciu warstwy drzew na kołowce r=10m	A: ≤10% udziału pokrycia B: >10-50% udziału pokrycia C: >50% udziału pokrycia
Niemcy BWI	Uszkodzenia gleby	Obecność uszkodzeń gleby i zmian w runie powodowane przez ruch kołowy poza wyznaczonymi ciągami komunikacyjnymi oraz liczba szlaków (operacyjnych i komunikacyjnych) na powierzchni próbnej r=25m – jeśli w powierzchni nie mieści się cała szerokość szlaku, zapisuje się jego obecność w postaci udziału jego szerokości na powierzchni	Zliczanie szlaków i inwentaryzacja uszkodzeń poza nimi	A: Brak śladów rozjeżdżania poza wyznaczonymi szlakami oraz ≤1 szlak na kołowce B: Brak śladów rozjeżdżania poza wyznaczonymi szlakami oraz >1 i ≤2,5 szlaku na kołowce C: Ślady rozjeżdżania obecne również poza wyznaczonymi szlakami lub w kołowce obecne >2,5 szlaków
Niemcy	Częściowo również wskaźniki dotyczące zgodność składu gatunkowego ze wzorcem			
Dania	W ramach monitoringu krajowego rejestruje się wielkość (m2) powierzchni próbnej zajętej przez drogi ale wartość ta nie podlega waloryzacji i nie jest uwzględniana w ocenie parametru „struktura i funkcje”.			

Zaburzenia				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Czechy	Degradacja (DG)	Wskaźnik uwzględnia oddziaływania antropogeniczne, gatunki inwazyjne, ekspansywne, uprawiane, eutrofizację, stan zagospodarowania. Uwzględnia się (nie)odwracalność zmian	Ocena ekspercka. Nie ocenia się degradacji dla płatów z ocenioną Rozpoznawalnością (RB) siedliska jako W (por. Zgodność składu gatunkowego runa ze wzorcem: Rozpoznawalność siedliska (RB))	0 - Siedlisko bez wyraźnych oznak degradacji lub poziom degradacji jest znikomy. 1 - Lekka eutrofizacja lub inna degradacja, np. spowodowana brakiem zagospodarowania lub zarastaniem itp., obecność gatunków synantropijnych do max. 10% pokrycia. 2 - Średnia degradacja lub stopień degradacji zróżnicowany przestrzennie. Widoczna eutrofizacja, brak zagospodarowania lub zarastanie, gatunki synantropijne z 10-30% pokryciem. 3 - Wyrażna eutrofizacja, silna degradacja spowodowana albo brakiem zagospodarowania albo intensywnym użytkowaniem. Pokrycie przez gatunki synantropijne powyżej 30%.
Czechy	Użytkowanie (MG) - Wskaźnik fakultatywny	Wpływ aktualnego sposobu użytkowania płatem siedliska i potrzeba wprowadzenia zmiany	Ocena ekspercka	Aktualne użytkowanie: 0 – brak; V – odpowiednie, N – nieodpowiednie; Proponowane użytkowanie: S – płat nie wymaga użytkowania; Sn – stan siedliska nie pozwala określić właściwego użytkowania; Sx – jest już za późno na poprawę stanu siedliska przez użytkowanie; M – płat wymaga użytkowania; Mm – płat wymaga pilnego użytkowania
Francja	Inwazyjne gatunki obce	Obecność na powierzchniach kołowych obcych gatunków inwazyjnych niezależnie od warstwy i ilościowości (lista otwarta)	Procentowy udział powierzchni na których stwierdzono występowanie obcych gatunków inwazyjnych z wszystkich powierzchni próbnych w badanym obszarze	0% udziału powierzchni próbnych: 0 pkt <30% udziału powierzchni próbnych: -10pkt >30% udziału powierzchni próbnych: -20pkt

Zaburzenia				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Francja	Gatunki allochtoniczne w drzewostanie	Udział w sumarycznym pokryciu warstwy drzew lub pierśnicowym polu przekroju gatunków allochtonicznych (lista otwarta)	Szacunek pokrycia lub pomiar pierśnic	Średnia z powierzchni próbnych w obszarze: <1%: 0 pkt 1-5%: -5 pkt 5-15%: -10 pkt 15-30%: -30 pkt >30%: -40 pkt
Francja	Uszkodzenia gleby	Obecność szkód powstałych w wyniku prowadzenia gospodarki leśnej. Rejestrowane są tylko uszkodzenia w obrębie powierzchni próbnej które tworzą wyraźnie inne mikrosiedliska.	Szacunek udziału (%) uszkodzeń na powierzchni kołowej	Średnia z powierzchni próbnych w obszarze: <2%: 0 pkt. 2-10%: -10 pkt. 10-20%: -15 pkt. >20%: -20 pkt.
Francja	Inne uszkodzenia	Występowanie innych zaburzeń nie ujętych w pozostałych wskaźnikach	Ocena ekspercka w trójstopniowej skali	Znikome: 0 pkt. Umiarkowane: -10 pkt. Znaczące: -20 pkt.

Powierzchnia siedliska

Powierzchnia siedliska					
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja	Inne
Polska	Brak. Funkcjonuje Parametr Powierzchnia siedliska	Różnica w powierzchni siedliska pomiędzy badaniami	Ocena ekspercka	FV: Nie podlega zmianom lub zwiększa się U1: Zmniejszona o 10% względem wcześniejszych badań U2: Zmniejszona o ponad 20% względem wcześniejszych badań.	x
Niemcy FFH	Nie określana na powierzchni próbnej. Powierzchnia siedliska w regionie określana na podstawie mapowania poza monitoringiem.				
Niemcy BWI	Nie określana na powierzchni próbnej. Powierzchnia siedliska w regionie określana na podstawie mapowania poza monitoringiem.				
Dania	Określany jest udział powierzchni siedliska na powierzchni próbnej ale nie podlega on ocenie. Powierzchnia siedliska jest również określana na podstawie frekwencji danego siedliska na powierzchniach próbnych (typ siedlisk jest określany każdorazowo na powierzchni próbnej) ale również nie podlega to ocenie. Powierzchnia siedliska w regionie określana na podstawie mapowania poza monitoringiem.				
Czechy	Określana jest powierzchnia każdego płatu siedliska, jednakże sama wartość jak też jej zmiana w danej lokalizacji nie podlega ocenie. Powierzchnia siedliska oceniana jest jedynie na poziomie regionu biogeograficznego.				
Francja	Zmiana powierzchni siedliska	Zmiana areálu powierzchni siedliska w obszarze względem poprzedniego terminu badań.	Trend zmian na podstawie danych przestrzennych lub inwentaryzacji siedliska	Stabilna bądź większa: 0 pkt. Zmniejsza się: -10 pkt.	x
Francja	Fragmentacja wewnątrz płatu	Występowanie w obszarze obiektów typu drogi, tory, linie energetyczne itp.	Trend zmian na podstawie danych przestrzennych lub inwentaryzacji siedliska	Wskaźnik nie podlega waloryzacji	x
Francja	Fragmentacja pomiędzy płatami	Stopień fragmentacji określony średnią lesistością w regionie wg. skali: 1 – lesistość do 15%; 2 - $\geq 15\%$ i $< 30\%$; 3 - $\geq 30\%$ i $< 50\%$; 4 - $\geq 50\%$ ale bez kontaktu z innym obszarem o lesistości $\geq 50\%$; 5 - $\geq 50\%$ i w kontakcie z innym obszarem o lesistości $\geq 50\%$	Dane przestrzenne	Wskaźnik nie podlega waloryzacji	x

9130

Skład gatunkowy

Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Polska	Charakterystyczna kombinacja florystyczna	Obecność gatunków z otwartej listy gatunków charakterystycznych i dominujących we wszystkich warstwach	Ocena ekspercka kombinacji gatunków w trójstopniowej skali	FV: Typowa, właściwa dla siedliska przyrodniczego (z uwzględnieniem specyfiki regionalnej i lokalnej). W szczególności: we wszystkich warstwach dominują gatunki typowe dla siedliska, przy czym zachowane są naturalne stosunki ilościowe. Runo zdominowane przez gatunki leśne, a nie porębowe ani łąkowe; U1: Zniekształcona w stosunku do typowej kombinacji wykształcającej się lokalnie w naturalnych buczynach, budowana wprawdzie w większości wciąż przez gatunki typowe dla buczyn, lecz z wyraźnie zaznaczoną obecnością gatunków obcych ekologicznie. Także skład uproszczony, kadłubowy, nawet przy braku gatunków ekologicznie obcych; U2: Zdominowana przez gatunki nietypowe dla buczyn. W co najmniej jednej warstwie fitocenozy dominacja gatunku obcego ekologicznie dla buczyn (w tym także dominacja w runie gatunków porębowych lub łąkowych, nie występujących lokalnie w naturalnych buczynach).
Polska	Skład drzewostanu	Udział gatunków typowych (lista zamknięta), domieszkowych i obcych ekologicznie	Oszacowanie średniego udziału gatunków typowych, domieszkowych i obcych ekologicznie w warstwach drzewostanu lub na podstawie danych z opisu taksacyjnego.	FV: gatunki obce ekologicznie buczynom stanowią <15% drzewostanu (co najwyżej 1 w opisie taksacyjnym wg metodyki urządzania lasu). Drzewostan zdominowany (>50%) przez gatunki buczynowe; U1: gatunki obce ekologicznie buczynom stanowią 15-55% drzewostanu (2-5 w jego opisie taksacyjnym wg metodyki urządzania lasu) lub, nawet przy braku gatunków obcych ekologicznie, drzewostan zdominowany przez gatunki zwykle w buczynach stanowiące tylko domieszkę; U2: gatunki obce ekologicznie buczynom stanowią >50% drzewostanu (6 i więcej w opisie taksacyjnym wg metodyki urządzania lasu).
Niemcy FFH	Gatunki typowe w runie	Obecność gatunków z zamkniętej listy gatunków typowych w warstwie c i d względem innych gatunków	Ocena ekspercka kombinacji gatunków w trójstopniowej skali	A: Charakterystyczna B: Nieznacznie zmieniona C: Bardzo zmieniona

Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Niemcy FFH	Gatunki typowe w drzewostanie	Udział w pokryciu warstw drzew i krzewów gatunków z zamkniętej listy gatunków typowych	Oszacowanie udziału pokrycia terenu przez gatunki spełniające kryteria w sumarycznym pokryciu drzew i krzewów	A: $\geq 90\%$ udziału pokrycia B: ≥ 80 i $< 90\%$ udziału pokrycia C: $< 80\%$ udziału pokrycia
Niemcy BWI	Gatunki typowe w drzewostanie - starodrzew	Udział w pierśnicowym polu przekroju drzewostanu gatunków głównych (H), domieszkowych (N) i pionierskich (P) z listy zamkniętej	Określenie udziału (%) gatunków w pierśnicowym polu przekroju przy użyciu listewki Bitterlicha	W I fazie rozwojowej lasu: A: $H \geq 30\%$ i $H+N \geq 40\%$ i $H+N+P=100\%$ B: $H \geq 20\%$ i $H+N \geq 30\%$ i $H+N+P \geq 80\%$ C: $H < 20\%$ i $H+N < 30\%$ i $H+N+P < 80\%$ W II-V fazie rozwojowej lasu: A: $H \geq 50\%$ i $H+N \geq 70\%$ i $H+N+P \geq 90\%$ B: $H \geq 40\%$ i $H+N \geq 60\%$ i $H+N+P \geq 80\%$ C: $H < 40\%$ i $H+N < 60\%$ i $H+N+P < 80\%$
Niemcy BWI	Gatunki typowe w drzewostanie – drzewostan główny	Udział w pierśnicowym polu przekroju drzewostanu gatunków głównych (H), domieszkowych (N) i pionierskich (P) z listy zamkniętej	Określenie udziału (%) gatunków w pierśnicowym polu przekroju przy użyciu listewki Bitterlicha	Jeśli odnowienie tworzy drzewostan główny to waloryzacja wg. Gatunki typowe w drzewostanie – odnowienie. Jeśli starodrzew tworzy drzewostan główny to waloryzacja wg. Gatunki typowe w drzewostanie – starodrzew
Niemcy BWI	Gatunki typowe w drzewostanie - odnowienie	Udział w pokryciu odnowienia (H 0,2-4m) gatunków głównych (H), domieszkowych (N) i pionierskich (P) z listy zamkniętej	Oszacowanie udziału pokrycia terenu przez gatunki spełniające kryteria w sumarycznym pokryciu warstwy drzew i krzewów	A: $H \geq 30\%$ i $H+N \geq 40\%$ i $H+N+P=100\%$ B: $H \geq 20\%$ i $H+N \geq 30\%$ i $H+N+P \geq 90\%$ C: $H < 20\%$ i $H+N < 30\%$ i $H+N+P < 90\%$
Dania	x	x	x	x

Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Czechy	Gatunki typowe (TD)	Obecność gatunków z zamkniętej listy gatunków specyficznych (26 gat.) bez względu na obecność innych gatunków	Zliczanie gatunków ze spisu gatunków w jednorodnym płacie siedliska	P: >5 MP: 1-4 N: Brak W uzasadnionych przypadkach dopuszczalna zmiana waloryzacji.
Czechy	Rozpoznawalność siedliska (RB)	Homogeniczność składu gatunkowego runa i łatwość klasyfikacji płatu siedliska niezależnie od jego stanu i obecności innych gatunków niż typowe.	Ocena ekspercka w czterostopniowej skali	V: odrębny płat siedliska P: Płat siedliska o cechach przejściowych F: Przynależność płatu do siedliska niewyraźna W: Siedlisko przekształcone antropogenicznie, wysoki stopień degradacji a gatunki typowe nieliczne lub brak. Jest to kolejny stopień degradacji siedliska (por. Odkształcenia składu gatunkowego od wzorca: Degradacja (DG)).
Czechy	Tylko częściowo „rola płatu siedliska w regionie” (RH) (patrz Funkcje przyrodnicze - Obecność gatunków wskaźnikowych)			
Francja	x	x	x	x

Funkcje przyrodnicze

Struktura pionowa i przestrzenna drzewostanu

Funkcje przyrodnicze - Struktura pionowa i przestrzenna drzewostanu				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Polska	Struktura pionowa i przestrzenna roślinności	Zróznicowanie struktury wiekowej i przestrzennej drzewostanu	Ocena ekspercka zróznicowania drzewostanu na transekcje	FV: Zróznicowana; drzewostan różnowiekowy, zróznicowany przestrzennie, zawsze z grupami i kępami starych drzew. U1: Jednolity drzewostan z pojedynczymi drzewami w innym wieku o jednakowym przestrzennie zwarcie U2: zupełnie jednowiekowy i jednolity przestrzennie drzewostan.
Polska	Naturalne odnowienie drzewostanu	Występowanie odnowienia naturalnego gatunków drzew naturalnie występujących w drzewostanie	Ocena ekspercka odnowienia na transekcje	FV: Obecne, wypełniające dogodnie do odnowienia miejsca, w szczególności naturalne luki i prześwietlenia, lub intensywnie pojawiające się w wyniku cięć obsiewnych o składzie odpowiadającym składowi drzewostanu; przy rębniach nie wymagające uzupełnienia odnowieniem sztucznym więcej niż 10%; U1: Tak, lecz mało intensywne, słabo reagujące na luki i prześwietlenia, część powierzchni o odpowiednich dla rozwoju młodego pokolenia warunkach świetlnych pozostaje bez odnowienia; U2: Brak przejawów odnowienia, nie powstaje nawet w potencjalnie dogodnych pod względem świetlnym miejscach – lukach i prześwietleniach.
Polska	Wiek drzewostanu	Udział drzew starszych niż 50 i 100 lat	Na podstawie szacunku lub opisu taksacyjnego	FV: >10% udziału drzew starszych niż 100 lat (1 lub więcej w opisie taksacyjnym wg metodyki urządzania lasu; U1: <10% udziału drzew starszych niż 100 lat ale >50% udziału drzew starszych niż 50 lat; U2: <10% udziału drzew starszych niż 100 lat i <50% udziału drzew starszych niż 50 lat

Funkcje przyrodnicze - Struktura pionowa i przestrzenna drzewostanu				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Niemcy FFH	Struktura przestrzenna	Obecność na powierzchni próbnej faz rozwojowych określanych na podstawie średniej pierśnicy: I: <13cm; II: ≥13cm i <35cm; III: ≥35cm i <50cm; IV: ≥50cm i <70cm; V: ≥70cm	Szacunek udziału poszczególnych faz na powierzchni próbnej	A: ≥3 fazy i pokrycie fazy IV + V ≥ 40% A: ≥2 fazy i pokrycie fazy IV + V ≥ 20% C: Pozostałe przypadki
Niemcy BWI	Struktura pionowa	Liczba warstw drzewostanu (w tym jako jedna podrost i podszyt)	Obserwacja na powierzchni kołowej	A: >2 warstwy B: 2 warstwy C: 1 warstwa
Niemcy BWI	Struktura przestrzenna	Przynależność dominującej warstwy drzewostanu do fazy rozwojowej na podstawie średniej pierśnicy: I: <20cm; II: ≥20cm i <35cm; III: ≥35cm i <50cm; IV: ≥50cm i <70cm; V: ≥70cm	Pomiar pierśnic na powierzchni kołowej	Udział (%) faz rozwojowych w regionie: A: I≥5% i II≥5% i III≥10% i IV+V≥40% B: I≥5% i II≥5% i III≥10% i IV+V≥17 i <40% C: Pozostałe przypadki
Dania	Liczba dużych drzew	Liczba drzew o pierśnicy >40cm na 1 ha lasu	Zliczanie drzew na powierzchni próbnej r=15m	Średnia z powierzchni próbnych na stacji: "na pewno źle": <3,5 szt./ha "na pewno dobrze": >7 szt./ha
Czechy	Struktura drzewostanu	Struktura pionowa drzew i krzewów (nie uwzględnia się drzew i krzewów o H<1,3m pokrycie warstwy krzewów uwzględniane gdy wynosi min. 25%)	Ocena ekspercka przy użyciu skali nominalnej	M - młodniki S - drzewostan w tym samym wieku i tej samej wysokości Q - roślinność wielopiętrowa lub roślinność z niedorozwiniętymi piętrami D - roślinność dwupiętrowa, a dolne piętro składa się zwykle z młodych drzew lub krzewów R - mozaika drzewostanów o różnym wieku lub wysokości (ostęp). P – większość płatu pokryta przez dwa lub więcej pięter drzew (lub dwa piętra drzew i jedno piętro krzewów). K - drzewostan po katastrofie
Czechy	Tylko częściowo „rola płatu siedliska w regionie” (RH) (patrz Funkcje przyrodnicze - Obecność gatunków wskaźnikowych)			

Funkcje przyrodnicze - Struktura pionowa i przestrzenna drzewostanu				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Francja	Drzewa o ponadnormatywnej grubości	Liczba drzew żywych o pierśnicy $\geq 70\text{cm}$ na 1ha lasu lub ich sumaryczny udział w pierśnicowym polu przekroju drzewostanu	Pomiar pierśnic na powierzchni kołowej $r=20\text{m}$	Średnia z powierzchni próbnych w obszarze: >8 szt./ha lub $>15\%$: +5 pkt. $5-8$ szt./ha lub $8-10\%$: 0 pkt. $3-5$ szt./ha lub $5-8\%$: -5 pkt. $1-3$ szt./ha lub $2-5\%$: -10 pkt. <1 szt./ha lub $<2\%$: -20 pkt.
Francja	Młody drzewostan (zamiennie ze wskaźnikiem „zdolności regeneracyjne”)	Udział powierzchni siedliska pokrytej przez młody drzewostan (odnowienia lub zalesienia istniejące dłużej niż rok o wysokości przekraczającej 0,3 m oraz uprawy i młodniki do wysokości 6 m lub do wykonania pierwszych trzebieży	Szacunek na powierzchniach próbnych lub dane z opisu taksacyjnego	Wartość średnia w obszarze: $5-20\%$: 0 pkt, $<5\%$ lub $>20\%$: -10pkt.
Francja	Zdolności regeneracyjne (zamiennie z wskaźnikiem „młody drzewostan”)	Obecność problemów z odnowieniem naturalnym w obszarze	Ocena ekspercka w trójstopniowej skali	Wartość dla obszaru: Brak: 0 pkt., Średnie: -5 pkt., Poważne: -10 pkt.

Gatunki wskaźnikowe

Funkcje przyrodnicze - Gatunki wskaźnikowe				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Polska	Stan kluczowych dla różnorodności biologicznej gatunków lokalnie typowych dla siedliska (wskaźnik fakultatywny)	Stan ochrony gatunków (chronionych, zagrożonych i rzadkich) lokalnie typowych dla siedliska	Ocena ekspercka w trójstopniowej skali	FV: stan siedliska wszystkich lokalnie ważnych gatunków właściwy, U1: stan siedliska niektórych lokalnie ważnych gatunków niezadawalający, U2: stan siedliska niektórych lokalnie ważnych gatunków zły
Niemcy FFH	x	x	x	x
Niemcy BWI	x	x	x	x
Dania	Liczba gatunków wskaźnikowych	Średnia liczba gatunków z powierzchni próbnych w obrębie stacji z określonego zbioru (25 gat.) do wysokości 1,8m nad ziemią	Zliczanie gatunków na powierzchni próbnej (r=15)	Średnia z powierzchni próbnych na stacji: "na pewno źle": <1,5 "na pewno dobrze": >3
Dania	Liczba gatunków roślin drzewiastych stanowiących pożytek pszczeli	Średnia liczba gatunków roślin drzewiastych stanowiących pożytek pszczeli z powierzchni próbnych w obrębie stacji	Zliczanie gatunków na powierzchni próbnej (r=5)	Średnia z powierzchni próbnych na stacji: "na pewno źle": <1,5 "na pewno dobrze": >3
Czechy	Częściowo Rola płatu siedliska w regionie (RH)	a) lokalna powszechność siedliska; b) występowanie gat. chronionych, zagrożonych i rzadkich; c) złożoność budowy pionowej; d) bogactwo gatunkowe; e) reprezentatywność płatu siedliska; f) potrzeba objęcia ochroną prawną.	Ocena ekspercka w czterostopniowej skali porządkowej	Według opinii eksperta od 1 do 4 (wartość wyższa im rola siedliska w regionie jest wyższa)
Francja	Owady saproksyliczne (wskaźnik fakultatywny)	Liczba gatunków „wymagających” i „bardzo wymagających” według opracowania Brustel (2004) w badanym obszarze.	Obecność gatunków w obszarze stwierdzona na podstawie kilku lat badań przez doświadczonych entomologów	Liczba gatunków w obszarze: >5 bardzo wymagających: +2pkt, 1-4 b. wymagających i >5 wymagających, lub brak danych: 0 pkt, <1 bardzo wymagających i <5 wymagających: -2 pkt.

Martwe drewno

Funkcje przyrodnicze - Martwe drewno				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Polska	Martwe drewno (łącznie zasoby)	Miąższość (m ³ /ha) martwego drewna (d min>7cm)	Pomiar martwego drewna na transekcie lub dane z opisu taksacyjnego	FV: >20 m ³ /ha, U1: 10-20 m ³ /ha U2: <10 m ³ /ha
Polska	Martwe drewno wielkowymiarowe	Liczba sztuk martwego drewna o długości/wysokości >3m i grubości >50cm pierśnicy (stojące) lub grubszym końcu (szt./ha)	Zliczanie na obszarze transektu	FV: >5 szt./ha, U1: 3-5 szt./ha U2: <1 szt./ha Próg grubości w uzasadnionych przypadkach można obniżyć do 30 cm
Niemcy FFH	Martwe drewno	Liczba sztuk martwego drewna o długości/wysokości >3m i grubości >50cm (30 cm w przypadku gatunków o miękkim drewnie) pierśnicy (stojące) lub grubszym końcu (szt./ha)	Zliczanie lub szacunek na powierzchni próbnej	A: >3 szt./ha, B: 1-3 szt./ha C: <1 szt./ha
Niemcy BWI	Martwe drewno	Miąższość (m ³ /ha) martwego drewna (d min>20cm)	Pomiar martwego drewna na kołowie r=5m	Średnia wartość ze wszystkich powierzchni w regionie: A: ≥ 35 m ³ /ha B: ≥ 15 i <35 m ³ /ha C: < 15 m ³ /ha
Dania	Miąższość martwego drewna	Miąższość (m ³ /ha) martwego drewna (d min>20cm, H/L ≥ 2m)	Pomiar martwego drewna i na powierzchni próbnej r=15m	Średnia z powierzchni próbnych na stacji: "na pewno źle": <20 m ³ /ha "na pewno dobrze": >50m ³ /ha
Czechy	Martwe drewno (MD)	Miąższość (m ³ /ha) martwego drewna (d min>7cm)	Szacunek w płacie siedliska	0 - martwe drewno nie występuje lub występuje w znikomej ilości, 1- porożrzucane lub przewrócone martwe drzewo, 2 - dużo stojących lub przewróconych martwych drzew, 3 - las po katastrofie 4 - powalony drzewostan.

Funkcje przyrodnicze - Martwe drewno				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Francja	Martwe drewno	Liczba sztuk/ha martwego drewna o grubości > 30 cm w grubszym końcu	Zliczanie na powierzchni próbnej	Średnia z powierzchni próbnych w obszarze: >8 szt./ha lub >6 ale min. 1 o d >47,5cm: +5 pkt, 6-8 szt./ha: 0 pkt, 3-6 szt./ha: -5 pkt, 1-3 szt./ha: -10 pkt, <1 szt./ha: -20 pkt

Drzewa biocenotyczne

Funkcje przyrodnicze - Drzewa biocenotyczne				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Polska	Mikrosiedliska drzewne	Liczba na 1 ha mikrosiedlisk drzewnych (huby, istotne obłamania korony, zmarłe główne konary, rozszczepienia pnia, blizny piorunowe, pęknięcia pnia, dziuple, próchnowiska, wykroty, drzewa prawdopodobnie starsze niż 150 lat.	Zliczanie mikrosiedlisk na transekcje	FV: >20 szt./ha, U1: 10-20 szt./ha U2: <10 szt./ha
Niemcy FFH	Drzewa siedliskowe	Liczba na 1 ha drzew siedliskowych (drzewa z dziuplami lub gniazdami; lub drzewa o d1.3 >40 cm z martwicami, hubami, wyciekami soku, częściowo obumarłe lub z połamanymi konarami; lub inne stare drzewa (>150 lat) z gatunków typowych dla siedliska	Zliczanie lub szacunek na powierzchni próbnej	A: >6 szt./ha, B: 3-6 szt./ha C: <3 szt./ha
Niemcy BWI	Drzewa biocenotyczne	Liczba na 1 ha drzew siedliskowych (drzewa z dziuplami lub gniazdami; lub drzewa o d1.3 >40 cm z martwicami, hubami, wyciekami soku, częściowo obumarłe lub z połamanymi konarami; lub inne stare drzewa (>150 lat) z gatunków typowych dla siedliska	Zliczanie na powierzchni próbnej (r=25m)	Średnia dla obszaru: A: >6 szt./ha, B: 3-6 szt./ha C: <3 szt./ha
Dania	Liczba drzew z dziuplami lub zgnilizną	Liczba drzew z dziuplami bądź martwicami (min. 100 cm ²) na wysokości j 0,5m powyżej gruntu	Zliczanie drzew na powierzchni próbnej r=15m	Średnia z powierzchni próbnych na stacji: "na pewno źle": <1 szt./ha "na pewno dobrze": 35 szt./ha
Czechy	x	x	x	x
Francja	Pośrednio wskaźnik: Drzewa o ponadnormatywnej grubości			

Zaburzenia

Zaburzenia				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Polska	Ekspansywne gatunki rodzime w runie	Procent pokrycia terenu przez gatunki nitrofilne (lista otwarta)	Szacunek pokrycia terenu	FV: Brak gatunków lub pojedyncze okazy U1: 5-25% pokrycia U2: >25% pokrycia
Polska	Inwazyjne gatunki obce w podszybie i runie	Obecność obcych gatunków inwazyjnych w podszybie i runie (lista otwarta) w pokryciu terenu	Zliczanie gatunków i ocena ich inwazyjności	FV: Brak U1: obecne, lecz najwyżej jeden gatunek, nie bardzo silnie ekspansywny U2: więcej niż 1 gatunek, albo 1 gatunek bardzo silnie ekspansywny.
Polska	Gatunki obce w drzewostanie	Procent pokrycia terenu przez gatunki poza naturalnym zasięgiem geograficznym	Szacunek pokrycia terenu lub na podstawie opisu taksacyjnego	FV: <5% udziału powierzchniowego i nieodnawiające się U1: 5-15% udziału powierzchniowego i nieodnawiające się U2: >15% udziału powierzchniowego lub spontanicznie odnawiające się
Polska	Inne zniekształcenia	Obecność uszkodzeń gleby, runa, podszytu i podrostu wskutek użytkowania lub presji zwierząt; rozjeżdżania, wydeptywania, zaśmiecania,	Ocena ekspercka w trójstopniowej skali	FV: Brak U1: Notowane sporadycznie U2: Licznie, oddziałując na strukturę
Polska	Częściowo również wskaźniki dotyczące zgodność składu gatunkowego ze wzorcem			
Niemcy FFH	Apofity i neofity	Udział w pokryciu warstwy c gatunków uznawanych za neofity, apofity oraz gatunki wskaźnikowe zaburzeń i eutrofizacji (lista otwarta)	Oszacowanie udziału pokrycia terenu przez gatunki spełniające kryteria w pokryciu warstwy zielnej	A: ≤5% udziału pokrycia B: 5-25% udziału pokrycia C: >25% udziału pokrycia

Zaburzenia				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Niemcy FFH	Neofity drzewiaste	Udział w pokryciu warstw drzew i krzewów gatunków neofitów jeśli zachodzi ryzyko ich niekontrolowanego rozprzestrzeniania się (lista otwarta)	Oszacowanie udziału pokrycia terenu przez gatunki spełniające kryteria w sumarycznym pokryciu warstwy drzew i krzewów	A: ≤5% udziału pokrycia B: 5-10% udziału pokrycia C: >10% udziału pokrycia
Niemcy FFH	Uszkodzenia gleby	Występowanie uszkodzeń gleby powodujących znaczne zmiany w runie	Szacunek udziału powierzchni uszkodzonej	A: ≤5% udziału powierzchni uszkodzonej oraz uszkodzenia tylko na szlakach zrywkowych oraz brak kolein na szlakach zrywkowych; B: >5 i ≤10% udziału powierzchni uszkodzonej oraz/lub nieliczne ślady poza szlakami zrywkowymi oraz/lub umiarkowane koleiny na szlakach; C: >10% udziału powierzchni uszkodzonej oraz/lub ślady rozjeżdżania liczne poza szlakami oraz/lub głębokie koleiny na szlakach
Niemcy FFH	Inne zniszczenia	Obecność innych niż ujętych w pozostałych wskaźnikach szkód w warunkach siedliskowych, roślinności, odnowieniu i strukturze drzewostanu spowodowanych użytkowaniem i presją zwierzyny	Ocena ekspercka	A: Brak lub nieznaczne B: Średnie C: Znaczne
Niemcy FFH	Inne uszkodzenia	Obecność innych zaburzeń	Ocena ekspercka	A: Brak lub nieznaczne B: Średnie C: Znaczne
Niemcy FFH	Eliminacja <i>Ilex aquifolium</i>	Ograniczanie powierzchni występowania <i>Ilex aquifolium</i> i udział powierzchni tej powierzchni we wcześniejszym areale gatunku na powierzchni próbnej	Szacunek udziału powierzchni	A: Brak B: ≤30% zajętej wcześniej powierzchni C: >30% zajętej wcześniej powierzchni Dotyczy tylko drzewostanów z naturalnym występowaniem <i>Ilex aquifolium</i>

Zaburzenia				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Niemcy BWI	Inwazyjne rośliny drzewiaste	Udział w pokryciu warstwy drzew gatunków z listy zamkniętej	Oszacowanie udziału pokrycia terenu przez gatunki spełniających kryteria w pokryciu warstwy drzew na kołowce $r=10m$	A: 0% udziału pokrycia B: >0-10% udziału pokrycia C: >10% udziału pokrycia
Niemcy BWI	Inwazyjne rośliny zielne	Udział w pokryciu warstwy zielnej gatunków z listy zamkniętej	Oszacowanie udziału pokrycia terenu przez gatunki spełniających kryteria w pokryciu warstwy zielnej na kołowce $r=10m$	A: 0% udziału pokrycia B: >0-10% udziału pokrycia C: >10% udziału pokrycia
Niemcy BWI	Uszkodzenia gleby	Obecność uszkodzeń gleby i zmian w runie powodowane przez ruch kołowy poza wyznaczonymi ciągami komunikacyjnymi oraz liczba szlaków (operacyjnych i komunikacyjnych) na powierzchni próbnej $r=25m$ – jeśli w powierzchni nie mieści się cała szerokość szlaku, zapisuje się jego obecność w postaci udziału jego szerokości na powierzchni	Zliczanie szlaków i inwentaryzacja uszkodzeń poza nimi	A: Brak śladów rozjeżdżania poza wyznaczonymi szlakami oraz ≤ 1 szlak na kołowce B: Brak śladów rozjeżdżania poza wyznaczonymi szlakami oraz >1 i $\leq 2,5$ szlaku na kołowce C: Ślady rozjeżdżania obecne również poza wyznaczonymi szlakami lub w kołowce obecne $>2,5$ szlaków
Niemcy	Częściowo również wskaźniki dotyczące zgodność składu gatunkowego ze wzorcem			
Dania	W ramach monitoringu krajowego rejestruje się wielkość (m^2) powierzchni próbnej zajętej przez drogi ale wartość ta nie podlega waloryzacji i nie jest uwzględniana w ocenie parametru „struktura i funkcje”.			

Zaburzenia				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Czechy	Degradacja (DG)	Wskaźnik uwzględnia oddziaływania antropogeniczne, gatunki inwazyjne, ekspansywne, uprawiane, eutrofizację, stan zagospodarowania. Uwzględnia się (nie)odwracalność zmian	Ocena ekspercka. Nie ocenia się degradacji dla płatów z ocenioną Rozpoznawalnością (RB) siedliska jako W (por. Zgodność składu gatunkowego runa ze wzorcem: Rozpoznawalność siedliska (RB))	0 - Siedlisko bez wyraźnych oznak degradacji lub poziom degradacji jest znikomy. 1 - Lekka eutrofizacja lub inna degradacja, np. spowodowana brakiem zagospodarowania lub zarastaniem itp., obecność gatunków synantropijnych do max. 10% pokrycia. 2 - Średnia degradacja lub stopień degradacji zróżnicowany przestrzennie. Widoczna eutrofizacja, brak zagospodarowania lub zarastanie, gatunki synantropijne z 10-30% pokryciem. 3 - Wyrażna eutrofizacja, silna degradacja spowodowana albo brakiem zagospodarowania albo intensywnym użytkowaniem. Pokrycie przez gatunki synantropijne powyżej 30%.
Czechy	Użytkowanie (MG) - Wskaźnik fakultatywny	Wpływ aktualnego sposobu użytkowania płatem siedliska i potrzeba wprowadzenia zmiany	Ocena ekspercka	Aktualne użytkowanie: 0 – brak; V – odpowiednie, N – nieodpowiednie; Proponowane użytkowanie: S – płat nie wymaga użytkowania; Sn – stan siedliska nie pozwala określić właściwego użytkowania; Sx – jest już za późno na poprawę stanu siedliska przez użytkowanie; M – płat wymaga użytkowania; Mm – płat wymaga pilnego użytkowania
Francja	Inwazyjne gatunki obce	Obecność na powierzchniach kołowych obcych gatunków inwazyjnych niezależnie od warstwy i ilościowości (lista otwarta)	Procentowy udział powierzchni na których stwierdzono występowanie obcych gatunków inwazyjnych z wszystkich powierzchni próbnych w badanym obszarze	0% udziału powierzchni próbnych: 0 pkt <30% udziału powierzchni próbnych: -10pkt >30% udziału powierzchni próbnych: -20pkt

Zaburzenia				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Francja	Gatunki allochtoniczne w drzewostanie	Udział w sumarycznym pokryciu warstwy drzew lub pierśnicowym polu przekroju gatunków allochtonicznych (lista otwarta)	Szacunek pokrycia lub pomiar pierśnic	Średnia z powierzchni próbnych w obszarze: <1%: 0 pkt 1-5%: -5 pkt 5-15%: -10 pkt 15-30%: -30 pkt >30%: -40 pkt
Francja	Uszkodzenia gleby	Obecność szkód powstałych w wyniku prowadzenia gospodarki leśnej. Rejestrowane są tylko uszkodzenia w obrębie powierzchni próbnej które tworzą wyraźnie inne mikrosiedliska.	Szacunek udziału (%) uszkodzeń na powierzchni kołowej	Średnia z powierzchni próbnych w obszarze: <2%: 0 pkt. 2-10%: -10 pkt. 10-20%: -15 pkt. >20%: -20 pkt.
Francja	Inne uszkodzenia	Występowanie innych zaburzeń nie ujętych w pozostałych wskaźnikach	Ocena ekspercka w trójstopniowej skali	Znikome: 0 pkt. Umiarkowane: -10 pkt. Znaczące: -20 pkt.

Powierzchnia siedliska

Powierzchnia siedliska					
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja	Inne
Polska	Brak. Funkcjonuje Parametr Powierzchnia siedliska	Różnica w powierzchni siedliska pomiędzy badaniami	Ocena ekspercka	FV: Nie podlega zmianom lub zwiększa się U1: Zmniejszona o 10% względem wcześniejszych badań U2: Zmniejszona o ponad 20% względem wcześniejszych badań.	x
Niemcy FFH	Nie określana na powierzchni próbnej. Powierzchnia siedliska w regionie określana na podstawie mapowania poza monitoringiem.				
Niemcy BWI	Nie określana na powierzchni próbnej. Powierzchnia siedliska w regionie określana na podstawie mapowania poza monitoringiem.				
Dania	Określany jest udział powierzchni siedliska na powierzchni próbnej ale nie podlega on ocenie. Powierzchnia siedliska jest również określana na podstawie frekwencji danego siedliska na powierzchniach próbnych (typ siedlisk jest określany każdorazowo na powierzchni próbnej) ale również nie podlega to ocenie. Powierzchnia siedliska w regionie określana na podstawie mapowania poza monitoringiem.				
Czechy	Określana jest powierzchnia każdego płatu siedliska, jednakże sama wartość jak też jej zmiana w danej lokalizacji nie podlega ocenie. Powierzchnia siedliska oceniana jest jedynie na poziomie regionu biogeograficznego.				
Francja	Zmiana powierzchni siedliska	Zmiana areálu powierzchni siedliska w obszarze względem poprzedniego terminu badań.	Trend zmian na podstawie danych przestrzennych lub inwentaryzacji siedliska	Stabilna bądź większa: 0 pkt. Zmniejsza się: -10 pkt.	x
Francja	Fragmentacja wewnątrz płatu	Występowanie w obszarze obiektów typu drogi, tory, linie energetyczne itp.	Trend zmian na podstawie danych przestrzennych lub inwentaryzacji siedliska	Wskaźnik nie podlega waloryzacji	x
Francja	Fragmentacja pomiędzy płatami	Stopień fragmentacji określony średnią lesistością w regionie wg. skali: 1 – lesistość do 15%; 2 - $\geq 15\%$ i $< 30\%$; 3 - $\geq 30\%$ i $< 50\%$; 4 - $\geq 50\%$ ale bez kontaktu z innym obszarem o lesistości $\geq 50\%$; 5 - $\geq 50\%$ i w kontakcie z innym obszarem o lesistości $\geq 50\%$	Dane przestrzenne	Wskaźnik nie podlega waloryzacji	x

9160

Skład gatunkowy

Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Polska	Charakterystyczna kombinacja florystyczna runa	Obecność gatunków z otwartej listy gatunków charakterystycznych i dominujących w runie	Ocena ekspercka kombinacji gatunków w trójstopniowej skali	FV: Typowa, właściwa dla siedliska przyrodniczego (z uwzględnieniem specyfiki regionalnej); U1: Zniekształcona w stosunku do typowej dla siedliska w regionie; U2: Zdominowana przez gatunki nietypowe dla grądu,
Polska	Gatunki dominujące w poszczególnych warstwach fitocenozy	Udział gatunków typowych dla grądu w poszczególnych warstwach	Ocena ekspercka składu gatunkowego warstw fitocenozy	FV: we wszystkich warstwach dominują gatunki typowe dla siedliska, przy czym zachowane są naturalne stosunki ilościowe; U1: we wszystkich warstwach dominują gatunki typowe dla siedliska, przy czym są zaburzone relacje ilościowe; U2: w jednej lub więcej warstw dominuje gatunek obcy dla naturalnego zbiorowiska roślinnego.
Polska	Udział w drzewostanie gatunków liściastych (bez wczesnosukcesyjnych)	Udział w drzewostanie gatunków liściastych (bez wczesnosukcesyjnych)	Na podstawie szacunku udziału lub z opisu taksacyjnego	FV: >90%; U1: 50-90%; U2: <50%.
Polska	Udział graba	Udział graba w drzewostanie	Na podstawie szacunku lub z opisu taksacyjnego	FV: 10% w drzewostanie; U1: <10% w drzewostanie; U2: obecny tylko w podroście lub wcale.
Polska	Udział gatunków wczesnosukcesyjnych w drzewostanie	Udział gatunków wczesnosukcesyjnych w drzewostanie	Na podstawie szacunku lub z opisu taksacyjnego	FV: <10% ale obecne; U1: 10-30% lub całkiem nieobecne; U2: >30%

Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Niemcy FFH	Gatunki typowe w runie	Obecność gatunków z zamkniętej listy gatunków typowych w warstwie c i d względem innych gatunków	Ocena ekspercka kombinacji gatunków w trójstopniowej skali	A: Charakterystyczna B: Nieznacznie zmieniona C: Bardzo zmieniona
Niemcy FFH	Gatunki typowe w drzewostanie	Udział w pokryciu warstw drzew i krzewów gatunków z zamkniętej listy gatunków typowych	Oszacowanie udziału pokrycia terenu przez gatunki spełniające kryteria w sumarycznym pokryciu drzew i krzewów	A: $\geq 90\%$ udziału pokrycia B: ≥ 80 i $< 90\%$ udziału pokrycia C: $< 80\%$ udziału pokrycia
Niemcy BWI	Gatunki typowe w drzewostanie - starodrzew	Udział w pierśnicowym polu przekroju drzewostanu gatunków głównych (H), domieszkowych (N) i pionierskich (P) z listy zamkniętej	Określenie udziału (%) gatunków w pierśnicowym polu przekroju przy użyciu listewki Bitterlicha	W I fazie rozwojowej lasu: A: $H \geq 30\%$ i $H+N \geq 40\%$ i $H+N+P=100\%$ B: $H \geq 20\%$ i $H+N \geq 30\%$ i $H+N+P \geq 80\%$ C: $H < 20\%$ i $H+N < 30\%$ i $H+N+P < 80\%$ W II-V fazie rozwojowej lasu: A: $H \geq 50\%$ i $H+N \geq 70\%$ i $H+N+P \geq 90\%$ B: $H \geq 40\%$ i $H+N \geq 60\%$ i $H+N+P \geq 80\%$ C: $H < 40\%$ i $H+N < 60\%$ i $H+N+P < 80\%$
Niemcy BWI	Gatunki typowe w drzewostanie – drzewostan główny	Udział w pierśnicowym polu przekroju drzewostanu gatunków głównych (H), domieszkowych (N) i pionierskich (P) z listy zamkniętej	Określenie udziału (%) gatunków w pierśnicowym polu przekroju przy użyciu listewki Bitterlicha	Jeśli odnowienie tworzy drzewostan główny to waloryzacja wg. Gatunki typowe w drzewostanie – odnowienie. Jeśli starodrzew tworzy drzewostan główny to waloryzacja wg. Gatunki typowe w drzewostanie – starodrzew

Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Niemcy BWI	Gatunki typowe w drzewostanie - odnowienie	Udział w pokryciu odnowienia (H 0,2-4m) gatunków głównych (H), domieszkowych (N) i pionierskich (P) z listy zamkniętej	Oszacowanie udziału pokrycia terenu przez gatunki spełniające kryteria w sumarycznym pokryciu warstwy drzew i krzewów	A: $H \geq 30\%$ i $H+N \geq 40\%$ i $H+N+P=100\%$ B: $H \geq 20\%$ i $H+N \geq 30\%$ i $H+N+P \geq 90\%$ C: $H < 20\%$ i $H+N < 30\%$ i $H+N+P < 90\%$
Dania	x	x	x	x
Czechy	Gatunki typowe (TD)	Obecność gatunków z zamkniętej listy gatunków specyficznych (26 gat.) bez względu na obecność innych gatunków	Zliczanie gatunków ze spisu gatunków w jednorodnym płacie siedliska	P: >5 MP: 1-4 N: Brak W uzasadnionych przypadkach dopuszczalna zmiana waloryzacji.
Czechy	Rozpoznawalność siedliska (RB)	Homogeniczność składu gatunkowego runa i łatwość klasyfikacji płatu siedliska niezależnie od jego stanu i obecności innych gatunków niż typowe.	Ocena ekspercka w czterostopniowej skali	V: odrębny płat siedliska P: Płat siedliska o cechach przejściowych F: Przynależność płatu do siedliska niewyraźna W: Siedlisko przekształcone antropogenicznie, wysoki stopień degradacji a gatunki typowe nieliczne lub brak. Jest to kolejny stopień degradacji siedliska (por. Odształcenia składu gatunkowego od wzorca: Degradacja (DG)).
Czechy	Tylko częściowo „rola płatu siedliska w regionie” (RH) (patrz Funkcje przyrodnicze - Obecność gatunków wskaźnikowych)			
Francja	x	x	x	x

Funkcje przyrodnicze

Struktura pionowa i przestrzenna drzewostanu

Funkcje przyrodnicze - Struktura pionowa i przestrzenna drzewostanu				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Polska	Struktura pionowa i przestrzenna roślinności	Zróżnicowanie struktury wiekowej i przestrzennej drzewostanu	Ocena ekspercka zróżnicowania drzewostanu na transekcje	FV: Zróżnicowana, >50% powierzchni pokryte przez zwarty drzewostan, jednak obecne luki i prześwietlenia. U1: Jednolity stary drzewostan lub struktura zróżnicowana ze zwartym starym drzewostanem zajmującym 10-50% powierzchni; U2: jednolite odnowienie lub zróżnicowana struktura KO z <10% powierzchni zajętej przez stary drzewostan.
Polska	Naturalne odnowienie drzewostanu	Występowanie odnowienia naturalnego gatunków drzew naturalnie występujących w drzewostanie	Ocena ekspercka odnowienia na transekcje	FV: tak, z udziałem graba, obfite, reagujące na luki i prześwietlenia; U1: tak, lecz tylko pojedyncze lub bez udziału graba; U2: brak.
Polska	Wiek drzewostanu	Udział drzew starszych niż 50 i 100 lat	Na podstawie szacunku lub opisu taksacyjnego	FV: >10% udziału drzew starszych niż 100 lat; U1: <10% udziału drzew starszych niż 100 lat ale >50% udziału drzew starszych niż 50 lat; U2: <10% udziału drzew starszych niż 100 lat i <50% udziału drzew starszych niż 50 lat
Niemcy FFH	Struktura przestrzenna	Obecność na powierzchni próbnej faz rozwojowych określanych na podstawie średniej pierśnicy: I: <13cm; II: ≥13cm i <35cm; III: ≥35cm i <50cm; IV: ≥50cm i <70cm; V: ≥70cm	Szacunek udziału poszczególnych faz na powierzchni próbnej	A: ≥3 fazy i pokrycie fazy IV + V ≥ 40% A: ≥2 fazy i pokrycie fazy IV + V ≥ 20% C: Pozostałe przypadki
Niemcy BWI	Struktura pionowa	Liczba warstw drzewostanu (w tym jako jedna podrost i podszyt)	Obserwacja na powierzchni kołowej	A: >2 warstwy B: 2 warstwy C: 1 warstwa

Funkcje przyrodnicze - Struktura pionowa i przestrzenna drzewostanu				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Niemcy BWI	Struktura przestrzenna	Przynależność dominującej warstwy drzewostanu do fazy rozwojowej na podstawie średniej pierśnicy: I: <20cm; II: ≥20cm i <35cm; III: ≥35cm i <50cm; IV: ≥50cm i <70cm; V: ≥70cm	Pomiar pierśnic na powierzchni kołowej	Udział (%) faz rozwojowych w regionie: A: I≥5% i II≥5% i III≥10% i IV+V≥40% B: I≥5% i II≥5% i III≥10% i IV+V≥17 i <40% C: Pozostałe przypadki
Dania	Liczba dużych drzew	Liczba drzew o pierśnicy >40cm na 1 ha lasu	Zliczanie drzew na powierzchni próbnej r=15m	Średnia z powierzchni próbnych na stacji: "na pewno źle": <3,5 szt./ha "na pewno dobrze": >7 szt./ha
Czechy	Struktura drzewostanu	Struktura pionowa drzew i krzewów (nie uwzględnia się drzew i krzewów o H<1,3m pokrycie warstwy krzewów uwzględniane gdy wynosi min. 25%)	Ocena ekspercka przy użyciu skali nominalnej	M - młodniki S - drzewostan w tym samym wieku i tej samej wysokości Q - roślinność wielopiętrowa lub roślinność z niedorozwiniętymi D - roślinność dwupiętrowa, a dolne piętro składa się zwykle z młodych drzew lub krzewów R - mozaika drzewostanów o różnym wieku lub wysokości (ostęp). P – większość płatu pokryta przez dwa lub więcej pięter drzew (lub dwa piętra drzew i jedno piętro krzewów). K - drzewostan po katastrofie
Czechy	Tylko częściowo „rola płatu siedliska w regionie” (RH) (patrz Funkcje przyrodnicze - Obecność gatunków wskaźnikowych)			
Francja	Drzewa o ponadnormatywnej grubości	Liczba drzew żywych o pierśnicy ≥70cm na 1ha lasu lub ich sumaryczny udział w pierśnicowym polu przekroju drzewostanu	Pomiar pierśnic na powierzchni kołowej r=20m	Średnia z powierzchni próbnych w obszarze: >8 szt./ha lub >15%: +5 pkt. 5-8 szt./ha lub 8-10%: 0 pkt. 3-5 szt./ha lub 5-8%: -5 pkt. 1-3 szt./ha lub 2-5%: -10 pkt. <1 szt./ha lub <2%: -20 pkt.

Funkcje przyrodnicze - Struktura pionowa i przestrzenna drzewostanu				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Francja	Młody drzewostan (zamiennie ze wskaźnikiem „zdolności regeneracyjne”)	Udział powierzchni siedliska pokrytej przez młody drzewostan (odnowienia lub zalesienia istniejące dłużej niż rok o wysokości przekraczającej 0,3 m oraz uprawy i młodniki do wysokości 6 m lub do wykonania pierwszych trzebieży	Szacunek na powierzchniach próbnych lub dane z opisu taksacyjnego	Wartość średnia w obszarze: 5-20%:0 pkt, <5% lub >20%:-10pkt.
Francja	Zdolności regeneracyjne (zamiennie z wskaźnikiem „młody drzewostan”)	Obecność problemów z odnowieniem naturalnym w obszarze	Ocena ekspercka w trójstopniowej skali	Wartość dla obszaru: Brak: 0 pkt., Średnie : -5 pkt., Poważne: -10 pkt.

Gatunki wskaźnikowe

Funkcje przyrodnicze - Gatunki wskaźnikowe				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Polska	Stan kluczowych dla różnorodności biologicznej gatunków lokalnie typowych dla siedliska (wskaźnik fakultatywny)	Stan ochrony gatunków (chronionych, zagrożonych i rzadkich) lokalnie typowych dla siedliska	Ocena ekspercka w trójstopniowej skali	FV: stan siedliska wszystkich lokalnie ważnych gatunków właściwy, U1: stan siedliska niektórych lokalnie ważnych gatunków niezadawalający, U2: stan siedliska niektórych lokalnie ważnych gatunków zły
Niemcy FFH	x	x	x	x
Niemcy BWI	x	x	x	x
Dania	Liczba gatunków wskaźnikowych	Średnia liczba gatunków z powierzchni próbnych w obrębie stacji z określonego zbioru (25 gat.) do wysokości 1,8m nad ziemią	Zliczanie gatunków na powierzchni próbnej (r=15)	Średnia z powierzchni próbnych na stacji: "na pewno źle": <1 "na pewno dobrze": >2
Dania	Liczba gatunków roślin drzewiastych stanowiących pożytek pszczeli	Średnia liczba gatunków roślin drzewiastych stanowiących pożytek pszczeli z powierzchni próbnych w obrębie stacji	Zliczanie gatunków na powierzchni próbnej (r=5)	Średnia z powierzchni próbnych na stacji: "na pewno źle": <1,5 "na pewno dobrze": >3
Czechy	Częściowo Rola płatu siedliska w regionie (RH)	a) lokalna powszechność siedliska; b) występowanie gat. chronionych, zagrożonych i rzadkich; c) złożoność budowy pionowej; d) bogactwo gatunkowe; e) reprezentatywność płatu siedliska; f) potrzeba objęcia ochroną prawną.	Ocena ekspercka w czterostopniowej skali porządkowej	Według opinii eksperta od 1 do 4 (wartość wyższa im rola siedliska w regionie jest wyższa)
Francja	Owady saproksyliczne (wskaźnik fakultatywny)	Liczba gatunków „wymagających” i „bardzo wymagających” według opracowania Brustel (2004) w badanym obszarze.	Obecność gatunków w obszarze stwierdzona na podstawie kilku lat badań przez doświadczonych entomologów	Liczba gatunków w obszarze: >5 bardzo wymagających: +2pkt, 1-4 b. wymagających i >5 wymagających, lub brak danych: 0 pkt, <1 bardzo wymagających i <5 wymagających: -2 pkt.

Martwe drewno

Funkcje przyrodnicze - Martwe drewno				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Polska	Martwe drewno (łącznie zasoby)	Miąższość (m ³ /ha) martwego drewna (d min>7cm)	Pomiar martwego drewna na transekcie lub dane z opisu taksacyjnego	FV: >20 m ³ /ha, U1: 10-20 m ³ /ha U2: <10 m ³ /ha
Polska	Martwe drewno wielkowymiarowe	Liczba sztuk martwego drewna o długości/wysokości >3m i grubości >50cm pierśnicy (stojące) lub grubszym końcu (szt./ha)	Zliczanie na obszarze transektu	FV: >5 szt./ha, U1: 3-5 szt./ha U2: <1 szt./ha Próg grubości w uzasadnionych przypadkach można obniżyć do 30 cm
Niemcy FFH	Martwe drewno	Liczba sztuk martwego drewna o długości/wysokości >3m i grubości >50cm (30 cm w przypadku gatunków o miękkim drewnie) pierśnicy (stojące) lub grubszym końcu (szt./ha)	Zliczanie lub szacunek na powierzchni próbnej	A: >3 szt./ha, B: 1-3 szt./ha C: <1 szt./ha
Niemcy BWI	Martwe drewno	Miąższość (m ³ /ha) martwego drewna (d min>20cm)	Pomiar martwego drewna na kołowiec r=5m	Średnia wartość ze wszystkich powierzchni w regionie: A: ≥ 35 m ³ /ha B: ≥ 15 i <35 m ³ /ha C: < 15 m ³ /ha
Dania	Miąższość martwego drewna	Miąższość (m ³ /ha) martwego drewna (d min>20cm, H/L ≥ 2m)	Pomiar martwego drewna i na powierzchni próbnej r=15m	Średnia z powierzchni próbnych na stacji: "na pewno źle": <15 m ³ /ha "na pewno dobrze": >45 m ³ /ha
Czechy	Martwe drewno (MD)	Miąższość (m ³ /ha) martwego drewna (d min>7cm)	Szacunek w płacie siedliska	0 - martwe drewno nie występuje lub występuje w znikomej ilości, 1- porożrzucane lub przewrócone martwe drzewo, 2 - dużo stojących lub przewróconych martwych drzew, 3 - las po katastrofie 4 - powalony drzewostan.

Funkcje przyrodnicze - Martwe drewno				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Francja	Martwe drewno	Liczba sztuk/ha martwego drewna o grubości > 30 cm w grubszym końcu	Zliczanie na powierzchni próbnej	Średnia z powierzchni próbnych w obszarze: >8 szt./ha lub >6 ale min. 1 o d >47,5cm: +5 pkt, 6-8 szt./ha: 0 pkt, 3-6 szt./ha: -5 pkt, 1-3 szt./ha: -10 pkt, <1 szt./ha: -20 pkt

Drzewa biocenotyczne

Funkcje przyrodnicze - Drzewa biocenotyczne				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Polska	Mikrosiedliska drzewne	Liczba na 1 ha mikrosiedlisk drzewnych (huby, istotne obłamania korony, zamarłe główne konary, rozszczepienia pnia, blizny piorunowe, pęknięcia pnia, dziuple, próchnowiska, wykroty, drzewa prawdopodobnie starsze niż 150 lat.	Zliczanie mikrosiedlisk na transekcje	FV: >20 szt./ha, U1: 10-20 szt./ha U2: <10 szt./ha
Niemcy FFH	Drzewa siedliskowe	Liczba na 1 ha drzew siedliskowych (drzewa z dziuplami lub gniazdami; lub drzewa o d1.3 >40 cm z martwicami, hubami, wyciekami soku, częściowo obumarłe lub z połamanymi konarami; lub inne stare drzewa (>150 lat) z gatunków typowych dla siedliska	Zliczanie lub szacunek na powierzchni próbnej	A: >6 szt./ha, B: 3-6 szt./ha C: <3 szt./ha
Niemcy BWI	Drzewa biocenotyczne	Liczba na 1 ha drzew siedliskowych (drzewa z dziuplami lub gniazdami; lub drzewa o d1.3 >40 cm z martwicami, hubami, wyciekami soku, częściowo obumarłe lub z połamanymi konarami; lub inne stare drzewa (>150 lat) z gatunków typowych dla siedliska	Zliczanie na powierzchni próbnej (r=25m)	Średnia dla obszaru: A: >6 szt./ha, B: 3-6 szt./ha C: <3 szt./ha
Dania	Liczba drzew z dziuplami lub zgnilizną	Liczba drzew z dziuplami bądź martwicami (min. 100 cm ²) na wysokości j 0,5m powyżej gruntu	Zliczanie drzew na powierzchni próbnej r=15m	Średnia z powierzchni próbnych na stacji: "na pewno źle": <1 szt./ha "na pewno dobrze": 35 szt./ha
Czechy	x	x	x	x
Francja	Pośrednio wskaźnik: Drzewa o ponadnormatywnej grubości			

Zaburzenia

Zaburzenia				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Polska	Ekspansywne gatunki rodzime w runie	Procent pokrycia terenu przez gatunki nitrofilne (lista otwarta)	Ocena ekspercka ekspansywności gatunków	FV: co najwyżej pojedynczo; U1: udział podwyższony lecz nie bardzo ekspansywne; U2: silnie ekspansywne
Polska	Inwazyjne gatunki obce w podszybie i runie	Procent pokrycia terenu przez obce gatunki inwazyjne w podszybie i runie (lista otwarta) w pokryciu terenu	Zliczanie gatunków i ocena ich ekspansywności	FV: Brak U1: obecne, lecz najwyżej jeden gatunek, nie bardzo silnie ekspansywny U2: więcej niż jeden gatunek albo jeden gatunek bardzo silnie ekspansywny
Polska	Gatunki obce geograficznie w drzewostanie	Procent pokrycia terenu przez gatunki poza naturalnym zasięgiem geograficznym	Szacunek pokrycia terenu lub na podstawie opisu taksacyjnego	FV: <1% udziału powierzchniowego i nieodnawiające się U1: <10% udziału powierzchniowego i nieodnawiające się U2: >10% udziału powierzchniowego lub spontanicznie odnawiające się
Polska	Gatunki obce ekologicznie w drzewostanie	Procent pokrycia terenu przez gatunki obce ekologicznie w drzewostanie	Szacunek pokrycia terenu	FV: <10%; U1: 10-50%; U2>50%.
Polska	Zniszczenia runa i gleby związane z pozyskaniem drewna	Obecność uszkodzeń gleby, runa, podszytów i podrostów, zasobów martwego drewna	Ocena ekspercka w trójstopniowej skali	FV: brak U1: pojedyncze ślady U2: liczne ślady
Polska	Inne zniekształcenia (rozjeżdżanie, wydeptywanie, zaśmiecanie)	Obecność zniekształceń wskutek rozjeżdżania, wydeptywania, zaśmiecania,	Ocena ekspercka w trójstopniowej skali	FV: brak U1: występują lecz mało znaczące U2: silne
Polska	Częściowo również wskaźniki dotyczące zgodność składu gatunkowego ze wzorcem			

Zaburzenia				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Niemcy FFH	Apofity i neofity	Udział w pokryciu warstwy c gatunków uznawanych za neofity, apofity oraz gatunki wskaźnikowe zaburzeń i eutrofizacji (lista otwarta)	Oszacowanie udziału pokrycia terenu przez gatunki spełniające kryteria w pokryciu warstwy zielnej	A: ≤5% udziału pokrycia B: 5-25% udziału pokrycia C: >25% udziału pokrycia
Niemcy FFH	Neofity drzewiaste	Udział w pokryciu warstw drzew i krzewów gatunków neofitów jeśli zachodzi ryzyko ich niekontrolowanego rozprzestrzeniania się (lista otwarta)	Oszacowanie udziału pokrycia terenu przez gatunki spełniające kryteria w sumarycznym pokryciu warstwy drzew i krzewów	A: ≤5% udziału pokrycia B: 5-10% udziału pokrycia C: >10% udziału pokrycia
Niemcy FFH	Uszkodzenia gleby	Występowanie uszkodzeń gleby powodujących znaczne zmiany w runie	Szacunek udziału powierzchni uszkodzonej	A: ≤5% udziału powierzchni uszkodzonej oraz uszkodzenia tylko na szlakach zrywkowych oraz brak kolein na szlakach zrywkowych; B: >5 i ≤10% udziału powierzchni uszkodzonej oraz/lub nieliczne ślady poza szlakami zrywkowymi oraz/lub umiarkowane koleiny na szlakach; C: >10% udziału powierzchni uszkodzonej oraz/lub ślady rozjeżdżania liczne poza szlakami oraz/lub głębokie koleiny na szlakach
Niemcy FFH	Inne zniszczenia	Obecność innych niż ujętych w pozostałych wskaźnikach szkód w warunkach siedliskowych, roślinności, odnowieniu i strukturze drzewostanu spowodowanych użytkowaniem i presją zwierzyny	Ocena ekspercka	A: Brak lub nieznaczne B: Średnie C: Znaczne
Niemcy FFH	Inne uszkodzenia	Obecność innych zaburzeń	Ocena ekspercka	A: Brak lub nieznaczne B: Średnie C: Znaczne

Zaburzenia				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Niemcy FFH	Eliminacja <i>Ilex aquifolium</i>	Występowania <i>Ilex aquifolium</i>	Szacunek udziału powierzchni pozbawionej występowania <i>Ilex aquifolium</i>	A: Brak B: ≤30% zajętej wcześniej powierzchni C: >30% zajętej wcześniej powierzchni
Niemcy FFH	Drenaż	Występowanie rowów odwadniających	Ocena eksperta	A: brak; B: umiarkowane odwodnienie, rowy płytke C: silne odwodnienie, np. przez głębokie rowy
Niemcy BWI	Inwazyjne rośliny drzewiaste	Udział w pokryciu warstwy drzew gatunków z listy zamkniętej	Oszacowanie udziału pokrycia terenu przez gatunki spełniających kryteria w pokryciu warstwy drzew na kołowce r=10m	A: 0% udziału pokrycia B: >0-10% udziału pokrycia C: >10% udziału pokrycia
Niemcy BWI	Inwazyjne rośliny zielne	Udział w pokryciu warstwy zielnej gatunków z listy zamkniętej	Oszacowanie udziału pokrycia terenu przez gatunki spełniających kryteria w pokryciu warstwy zielnej na kołowce r=10m	A: 0% udziału pokrycia B: >0-10% udziału pokrycia C: >10% udziału pokrycia
Niemcy BWI	Uszkodzenia gleby	Obecność uszkodzeń gleby i zmian w runie powodowane przez ruch kołowy poza wyznaczonymi ciągami komunikacyjnymi oraz liczba szlaków (operacyjnych i komunikacyjnych) na powierzchni próbnej r=25m – jeśli w powierzchni nie mieści się cała szerokość szlaku, zapisuje się jego obecność w postaci udziału jego szerokości na powierzchni	Zliczanie szlaków i inwentaryzacja uszkodzeń poza nimi	A: Brak śladów rozjeżdżania poza wyznaczonymi szlakami oraz ≤1 szlak na kołowce B: Brak śladów rozjeżdżania poza wyznaczonymi szlakami oraz >1 i ≤2,5 szlaku na kołowce C: Ślady rozjeżdżania obecne również poza wyznaczonymi szlakami lub w kołowce obecne >2,5 szlaków
Niemcy	Częściowo również wskaźniki dotyczące zgodność składu gatunkowego ze wzorcem			

Zaburzenia				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Dania	W ramach monitoringu krajowego rejestruje się wielkość (m2) powierzchni próbnej zajętej przez drogi ale wartość ta nie podlega waloryzacji i nie jest uwzględniana w ocenie parametru „struktura i funkcje”.			
Czechy	Degradacja (DG)	Wskaźnik uwzględnia oddziaływania antropogeniczne, gatunki inwazyjne, ekspansywne, uprawiane, eutrofizację, stan zagospodarowania. Uwzględnia się (nie)odwracalność zmian	Ocena ekspercka. Nie ocenia się degradacji dla płatów z ocenioną Rozpoznawalnością (RB) siedliska jako W (por. Zgodność składu gatunkowego runa ze wzorcem: Rozpoznawalność siedliska (RB))	0 - Siedlisko bez wyraźnych oznak degradacji lub poziom degradacji jest znikomy. 1 - Lekka eutrofizacja lub inna degradacja, np. spowodowana brakiem zagospodarowania lub zarastaniem itp., obecność gatunków synantropijnych do max. 10% pokrycia. 2 - Średnia degradacja lub stopień degradacji zróżnicowany przestrzennie. Widoczna eutrofizacja, brak zagospodarowania lub zarastanie, gatunki synantropijne z 10-30% pokryciem. 3 - Wyraźna eutrofizacja, silna degradacja spowodowana albo brakiem zagospodarowania albo intensywnym użytkowaniem. Pokrycie przez gatunki synantropijne powyżej 30%.
Czechy	Użytkowanie (MG) - Wskaźnik fakultatywny	Wpływ aktualnego sposobu użytkowania płatem siedliska i potrzeba wprowadzenia zmiany	Ocena ekspercka	Aktualne użytkowanie: 0 – brak; V – odpowiednie, N – nieodpowiednie; Proponowane użytkowanie: S – płat nie wymaga użytkowania; Sn – stan siedliska nie pozwala określić właściwego użytkowania; Sx – jest już za późno na poprawę stanu siedliska przez użytkowanie; M – płat wymaga użytkowania; Mm – płat wymaga pilnego użytkowania
Francja	Inwazyjne gatunki obce	Obecność na powierzchniach kołowych obcych gatunków inwazyjnych niezależnie od warstwy i ilościowości (lista otwarta)	Procentowy udział powierzchni na których stwierdzono występowanie obcych gatunków inwazyjnych z wszystkich powierzchni próbnych w badanym obszarze	0% udziału powierzchni próbnych: 0 pkt <30% udziału powierzchni próbnych: -10pkt >30% udziału powierzchni próbnych: -20pkt

Zaburzenia				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Francja	Gatunki allochtoniczne w drzewostanie	Udział w sumarycznym pokryciu warstwy drzew lub pierśnicowym polu przekroju gatunków allochtonicznych (lista otwarta)	Szacunek pokrycia lub pomiar pierśnic	Średnia z powierzchni próbnych w obszarze: <1%: 0 pkt 1-5%: -5 pkt 5-15%: -10 pkt 15-30%: -30 pkt >30%: -40 pkt
Francja	Uszkodzenia gleby	Obecność szkód powstałych w wyniku prowadzenia gospodarki leśnej. Rejestrowane są tylko uszkodzenia w obrębie powierzchni próbnej które tworzą wyraźnie inne mikrosiedliska.	Szacunek udziału (%) uszkodzeń na powierzchni kołowej	Średnia z powierzchni próbnych w obszarze: <2%: 0 pkt. 2-10%: -10 pkt. 10-20%: -15 pkt. >20%: -20 pkt.
Francja	Inne uszkodzenia	Występowanie innych zaburzeń nie ujętych w pozostałych wskaźnikach	Ocena ekspercka w trójstopniowej skali	Znikome: 0 pkt. Umiarkowane: -10 pkt. Znaczące: -20 pkt.

Powierzchnia siedliska

Powierzchnia siedliska					
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja	Inne
Polska	Brak. Funkcjonuje Parametr Powierzchnia siedliska	Różnica w powierzchni siedliska pomiędzy badaniami	Ocena ekspercka	FV: Nie podlega zmianom lub zwiększa się U1: Zmniejszona o 10% względem wcześniejszych badań U2: Zmniejszona o ponad 20% względem wcześniejszych badań.	x
Niemcy FFH	Nie określana na powierzchni próbnej. Powierzchnia siedliska w regionie określana na podstawie mapowania poza monitoringiem.				
Niemcy BWI	Nie określana na powierzchni próbnej. Powierzchnia siedliska w regionie określana na podstawie mapowania poza monitoringiem.				
Dania	Określany jest udział powierzchni siedliska na powierzchni próbnej ale nie podlega on ocenie. Powierzchnia siedliska jest również określana na podstawie frekwencji danego siedliska na powierzchniach próbnych (typ siedlisk jest określany każdorazowo na powierzchni próbnej) ale również nie podlega to ocenie. Powierzchnia siedliska w regionie określana na podstawie mapowania poza monitoringiem.				
Czechy	Określana jest powierzchnia każdego płatu siedliska, jednakże sama wartość jak też jej zmiana w danej lokalizacji nie podlega ocenie. Powierzchnia siedliska oceniana jest jedynie na poziomie regionu biogeograficznego.				
Francja	Zmiana powierzchni siedliska	Zmiana areálu powierzchni siedliska w obszarze względem poprzedniego terminu badań.	Trend zmian na podstawie danych przestrzennych lub inwentaryzacji siedliska	Stabilna bądź większa: 0 pkt. Zmniejsza się: -10 pkt.	x
Francja	Fragmentacja wewnątrz płatu	Występowanie w obszarze obiektów typu drogi, tory, linie energetyczne itp.	Trend zmian na podstawie danych przestrzennych lub inwentaryzacji siedliska	Wskaźnik nie podlega waloryzacji	x
Francja	Fragmentacja pomiędzy płatami	Stopień fragmentacji określony średnią lesistością w regionie wg. skali: 1 – lesistość do 15%; 2 - $\geq 15\%$ i $< 30\%$; 3 - $\geq 30\%$ i $< 50\%$; 4 - $\geq 50\%$ ale bez kontaktu z innym obszarem o lesistości $\geq 50\%$; 5 - $\geq 50\%$ i w kontakcie z innym obszarem o lesistości $\geq 50\%$	Dane przestrzenne	Wskaźnik nie podlega waloryzacji	x

9170

Skład gatunkowy

Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Polska	Charakterystyczna kombinacja florystyczna	Obecność gatunków z otwartej listy gatunków charakterystycznych i dominujących we wszystkich warstwach	Ocena ekspercka kombinacji gatunków w trójstopniowej skali	FV: Typowa, właściwa dla siedliska przyrodniczego (z uwzględnieniem specyfiki regionalnej i zróżnicowania fitytosocjologicznego); U1: Zniekształcona w stosunku do typowej dla siedliska w danym regionie; U2: Zdominowana przez gatunki synantropijne lub obce.
Niemcy FFH	Gatunki typowe w runie	Obecność gatunków z zamkniętej listy gatunków typowych w warstwie c i d względem innych gatunków	Ocena ekspercka kombinacji gatunków w trójstopniowej skali	A: Charakterystyczna B: Nieznacznie zmieniona C: Bardzo zmieniona
Niemcy FFH	Gatunki typowe w drzewostanie	Udział w pokryciu warstw drzew i krzewów gatunków z zamkniętej listy gatunków typowych	Oszacowanie udziału pokrycia terenu przez gatunki spełniające kryteria w sumarycznym pokryciu drzew i krzewów	A: $\geq 90\%$ udziału pokrycia B: ≥ 80 i $< 90\%$ udziału pokrycia C: $< 80\%$ udziału pokrycia
Niemcy BWI	Gatunki typowe w drzewostanie - starodrzew	Udział w pierśnicowym polu przekroju drzewostanu gatunków głównych (H), domieszkowych (N) i pionierskich (P) z listy zamkniętej	Określenie udziału (%) gatunków w pierśnicowym polu przekroju przy użyciu listewki Bitterlicha	W I fazie rozwojowej lasu: A: $H \geq 30\%$ i $H+N \geq 40\%$ i $H+N+P=100\%$ B: $H \geq 20\%$ i $H+N \geq 30\%$ i $H+N+P \geq 80\%$ C: $H < 20\%$ i $H+N < 30\%$ i $H+N+P < 80\%$ W II-V fazie rozwojowej lasu: A: $H \geq 50\%$ i $H+N \geq 70\%$ i $H+N+P \geq 90\%$ B: $H \geq 40\%$ i $H+N \geq 60\%$ i $H+N+P \geq 80\%$ C: $H < 40\%$ i $H+N < 60\%$ i $H+N+P < 80\%$

Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Niemcy BWI	Gatunki typowe w drzewostanie – drzewostan główny	Udział w pierśnicowym polu przekroju drzewostanu gatunków głównych (H), domieszkowych (N) i pionierskich (P) z listy zamkniętej	Określenie udziału (%) gatunków w pierśnicowym polu przekroju przy użyciu listewki Bitterlicha	Jeśli odnowienie tworzy drzewostan główny to waloryzacja wg. Gatunki typowe w drzewostanie – odnowienie. Jeśli starodrzew tworzy drzewostan główny to waloryzacja wg. Gatunki typowe w drzewostanie – starodrzew
Niemcy BWI	Gatunki typowe w drzewostanie - odnowienie	Udział w pokryciu odnowienia (H 0,2-4m) gatunków głównych (H), domieszkowych (N) i pionierskich (P) z listy zamkniętej	Oszacowanie udziału pokrycia terenu przez gatunki spełniające kryteria w sumarycznym pokryciu warstwy drzew i krzewów	A: $H \geq 30\%$ i $H+N \geq 40\%$ i $H+N+P=100\%$ B: $H \geq 20\%$ i $H+N \geq 30\%$ i $H+N+P \geq 90\%$ C: $H < 20\%$ i $H+N < 30\%$ i $H+N+P < 90\%$
Dania	x	x	x	x
Czechy	Gatunki typowe (TD)	Obecność gatunków z zamkniętej listy gatunków specyficznych (26 gat.) bez względu na obecność innych gatunków	Zliczanie gatunków ze spisu gatunków w jednorodnym płacie siedliska	P: >10 MP: 1-9 N: Brak W uzasadnionych przypadkach dopuszczalna zmiana waloryzacji.
Czechy	Rozpoznawalność siedliska (RB)	Homogeniczność składu gatunkowego runa i łatwość klasyfikacji płatu siedliska niezależnie od jego stanu i obecności innych gatunków niż typowe.	Ocena ekspercka w czterostopniowej skali	V: odrębny płat siedliska P: Płat siedliska o cechach przejściowych F: Przynależność płatu do siedliska niewyraźna W: Siedlisko przekształcone antropogenicznie, wysoki stopień degradacji a gatunki typowe nieliczne lub brak. Jest to kolejny stopień degradacji siedliska (por. Odształcenia składu gatunkowego od wzorca: Degradacja (DG)).
Czechy	Tylko częściowo „rola płatu siedliska w regionie” (RH) (patrz Funkcje przyrodnicze - Obecność gatunków wskaźnikowych)			
Francja	x	x	x	x

Funkcje przyrodnicze

Struktura pionowa i przestrzenna drzewostanu

Funkcje przyrodnicze - Struktura pionowa i przestrzenna drzewostanu				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Polska	Struktura pionowa i przestrzenna roślinności	Zróżnicowanie struktury wiekowej i przestrzennej drzewostanu	Ocena ekspercka zróżnicowania drzewostanu na transekcje	FV: Zróżnicowana, >50% powierzchni pokryte przez zwarty drzewostan, jednak obecne luki i prześwietlenia. U1: Jednolity stary drzewostan lub struktura zróżnicowana ze zwartym starym drzewostanem zajmującym 10-50% powierzchni; U2: jednolite odnowienie lub zróżnicowana struktura z <10% powierzchni zajętej przez stary drzewostan.
Polska	Naturalne odnowienie drzewostanu	Występowanie odnowienia naturalnego gatunków drzew naturalnie występujących w drzewostanie	Ocena ekspercka odnowienia na transekcje	FV: Obfite w lukach i prześwietleniach, brak pod okapem drzewostanu, ślady zgryzania nieliczne; U1: pojedyncze, niereagujące na luki lub też w lukach lecz z licznymi śladami zgryzania przez zwierzynę płową; U2: Całkowity brak i zgryzione przez zwierzynę płową.
Polska	Wiek drzewostanu	Udział drzew starszych niż 50 i 100 lat	Na podstawie szacunku lub opisu taksacyjnego	FV: >10% udziału drzew starszych niż 100 lat; U1: <10% udziału drzew starszych niż 100 lat ale >50% udziału drzew starszych niż 50 lat; U2: <10% udziału drzew starszych niż 100 lat i <50% udziału drzew starszych niż 50 lat
Niemcy FFH	Struktura przestrzenna	Obecność na powierzchni próbnej faz rozwojowych określanych na podstawie średniej pierśnicy: I: <13cm; II: ≥13cm i <35cm; III: ≥35cm i <50cm; IV: ≥50cm i <70cm; V: ≥70cm	Szacunek udziału poszczególnych faz na powierzchni próbnej	A: ≥3 fazy i pokrycie fazy IV + V ≥ 40% A: ≥2 fazy i pokrycie fazy IV + V ≥ 20% C: Pozostałe przypadki
Niemcy BWI	Struktura pionowa	Liczba warstw drzewostanu (w tym jako jedna podrost i podszyt)	Obserwacja na powierzchni kołowej	A: >2 warstwy B: 2 warstwy C: 1 warstwa

Funkcje przyrodnicze - Struktura pionowa i przestrzenna drzewostanu				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Niemcy BWI	Struktura przestrzenna	Przynależność dominującej warstwy drzewostanu do fazy rozwojowej na podstawie średniej pierśnicy: I: <20cm; II: ≥20cm i <35cm; III: ≥35cm i <50cm; IV: ≥50cm i <70cm; V: ≥70cm	Pomiar pierśnic na powierzchni kołowej	Udział (%) faz rozwojowych w regionie: A: I≥5% i II≥5% i III≥10% i IV+V≥40% B: I≥5% i II≥5% i III≥10% i IV+V≥17 i <40% C: Pozostałe przypadki
Dania	Liczba dużych drzew	Liczba drzew o pierśnicy >40cm na 1 ha lasu	Zliczanie drzew na powierzchni próbnej r=15m	Średnia z powierzchni próbnych na stacji: "na pewno źle": <3,5 szt./ha "na pewno dobrze": >7 szt./ha
Czechy	Struktura drzewostanu	Struktura pionowa drzew i krzewów (nie uwzględnia się drzew i krzewów o H<1,3m pokrycie warstwy krzewów uwzględniane gdy wynosi min. 25%)	Ocena ekspercka przy użyciu skali nominalnej	M - młodniki S - drzewostan w tym samym wieku i tej samej wysokości Q - roślinność wielopiętrowa lub roślinność z niedorozwiniętymi piętrami D - roślinność dwupiętrowa, a dolne piętro składa się zwykle z młodych drzew lub krzewów R - mozaika drzewostanów o różnym wieku lub wysokości (ostęp). P – większość płatu pokryta przez dwa lub więcej pięter drzew (lub dwa piętra drzew i jedno piętro krzewów). K - drzewostan po katastrofie
Czechy	Tylko częściowo „rola płatu siedliska w regionie” (RH) (patrz Funkcje przyrodnicze - Obecność gatunków wskaźnikowych)			
Francja	Drzewa o ponadnormatywnej grubości	Liczba drzew żywych o pierśnicy ≥70cm na 1ha lasu lub ich sumaryczny udział w pierśnicowym polu przekroju drzewostanu	Pomiar pierśnic na powierzchni kołowej r=20m	Średnia z powierzchni próbnych w obszarze: >8 szt./ha lub >15%: +5 pkt. 5-8 szt./ha lub 8-10%: 0 pkt. 3-5 szt./ha lub 5-8%: -5 pkt. 1-3 szt./ha lub 2-5%: -10 pkt. <1 szt./ha lub <2%: -20 pkt.

Funkcje przyrodnicze - Struktura pionowa i przestrzenna drzewostanu				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Francja	Młody drzewostan (zamiennie ze wskaźnikiem „zdolności regeneracyjne”)	Udział powierzchni siedliska pokrytej przez młody drzewostan (odnowienia lub zalesienia istniejące dłużej niż rok o wysokości przekraczającej 0,3 m oraz uprawy i młodniki do wysokości 6 m lub do wykonania pierwszych trzebieży	Szacunek na powierzchniach próbnych lub dane z opisu taksacyjnego	Wartość średnia w obszarze: 5-20%:0 pkt, <5% lub >20%:-10pkt.
Francja	Zdolności regeneracyjne (zamiennie z wskaźnikiem „młody drzewostan”)	Obecność problemów z odnowieniem naturalnym w obszarze	Ocena ekspercka w trójstopniowej skali	Wartość dla obszaru: Brak: 0 pkt., Średnie : -5 pkt., Poważne: -10 pkt.

Gatunki wskaźnikowe

Funkcje przyrodnicze - Gatunki wskaźnikowe				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Polska	Stan kluczowych dla różnorodności biologicznej gatunków lokalnie typowych dla siedliska (wskaźnik fakultatywny)	Stan ochrony gatunków (chronionych, zagrożonych i rzadkich) lokalnie typowych dla siedliska	Ocena ekspercka w trójstopniowej skali	FV: stan siedliska wszystkich lokalnie ważnych gatunków właściwy, U1: stan siedliska niektórych lokalnie ważnych gatunków niezadawalający, U2: stan siedliska niektórych lokalnie ważnych gatunków zły
Niemcy FFH	x	x	x	x
Niemcy BWI	x	x	x	x
Dania	Liczba gatunków wskaźnikowych	Średnia liczba gatunków z powierzchni próbnych w obrębie stacji z określonego zbioru (25 gat.) do wysokości 1,8m nad ziemią	Zliczanie gatunków na powierzchni próbnej (r=15)	Średnia z powierzchni próbnych na stacji: "na pewno źle": <1 "na pewno dobrze": >2
Dania	Liczba gatunków roślin drzewiastych stanowiących pożytek pszczeli	Średnia liczba gatunków roślin drzewiastych stanowiących pożytek pszczeli z powierzchni próbnych w obrębie stacji	Zliczanie gatunków na powierzchni próbnej (r=5)	Średnia z powierzchni próbnych na stacji: "na pewno źle": <1,5 "na pewno dobrze": >3
Czechy	Częściowo Rola płatu siedliska w regionie (RH)	a) lokalna powszechność siedliska; b) występowanie gat. chronionych, zagrożonych i rzadkich; c) złożoność budowy pionowej; d) bogactwo gatunkowe; e) reprezentatywność płatu siedliska; f) potrzeba objęcia ochroną prawną.	Ocena ekspercka w czterostopniowej skali porządkowej	Według opinii eksperta od 1 do 4 (wartość wyższa im rola siedliska w regionie jest wyższa)
Francja	Owady saproksyliczne (wskaźnik fakultatywny)	Liczba gatunków „wymagających” i „bardzo wymagających” według opracowania Brustel (2004) w badanym obszarze.	Obecność gatunków w obszarze stwierdzona na podstawie kilku lat badań przez doświadczonych entomologów	Liczba gatunków w obszarze: >5 bardzo wymagających: +2pkt, 1-4 b. wymagających i >5 wymagających, lub brak danych: 0 pkt, <1 bardzo wymagających i <5 wymagających: -2 pkt.

Martwe drewno

Funkcje przyrodnicze - Martwe drewno				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Polska	Martwe drewno (łącznie zasoby)	Miąższość (m ³ /ha) martwego drewna (d min>7cm)	Pomiar martwego drewna na transekcie lub dane z opisu taksacyjnego	FV: >20 m ³ /ha, U1: 10-20 m ³ /ha U2: <10 m ³ /ha
Polska	Martwe drewno wielkowymiarowe	Liczba sztuk martwego drewna o długości/wysokości >3m i grubości >50cm pierśnicy (stojące) lub grubszym końcu (szt./ha)	Zliczanie na obszarze transektu	FV: >5 szt./ha, U1: 3-5 szt./ha U2: <1 szt./ha Próg grubości w uzasadnionych przypadkach można obniżyć do 30 cm
Niemcy FFH	Martwe drewno	Liczba sztuk martwego drewna o długości/wysokości >3m i grubości >50cm (30 cm w przypadku gatunków o miękkim drewnie) pierśnicy (stojące) lub grubszym końcu (szt./ha)	Zliczanie lub szacunek na powierzchni próbnej	A: >3 szt./ha, B: 1-3 szt./ha C: <1 szt./ha
Niemcy BWI	Martwe drewno	Miąższość (m ³ /ha) martwego drewna (d min>20cm)	Pomiar martwego drewna na kołowiec r=5m	Średnia wartość ze wszystkich powierzchni w regionie: A: ≥ 35 m ³ /ha B: ≥ 15 i <35 m ³ /ha C: < 15 m ³ /ha
Dania	Miąższość martwego drewna	Miąższość (m ³ /ha) martwego drewna (d min>20cm, H/L ≥ 2m)	Pomiar martwego drewna i na powierzchni próbnej r=15m	Średnia z powierzchni próbnych na stacji: "na pewno źle": <10 m ³ /ha "na pewno dobrze": >30 m ³ /ha
Czechy	Martwe drewno (MD)	Miąższość (m ³ /ha) martwego drewna (d min>7cm)	Szacunek w płacie siedliska	0 - martwe drewno nie występuje lub występuje w znikomej ilości, 1- porożrzucane lub przewrócone martwe drzewo, 2 - dużo stojących lub przewróconych martwych drzew, 3 - las po katastrofie 4 - powalony drzewostan.

Funkcje przyrodnicze - Martwe drewno				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Francja	Martwe drewno	Liczba sztuk/ha martwego drewna o grubości > 30 cm w grubszym końcu	Zliczanie na powierzchni próbnej	Średnia z powierzchni próbnych w obszarze: >8 szt./ha lub >6 ale min. 1 o d >47,5cm: +5 pkt, 6-8 szt./ha: 0 pkt, 3-6 szt./ha: -5 pkt, 1-3 szt./ha: -10 pkt, <1 szt./ha: -20 pkt

Drzewa biocenotyczne

Funkcje przyrodnicze - Drzewa biocenotyczne				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Polska	Mikrosiedliska drzewne	Liczba na 1 ha mikrosiedlisk drzewnych (huby, istotne obłamania korony, zamarłe główne konary, rozszczepienia pnia, blizny piorunowe, pęknięcia pnia, dziuple, próchnowiska, wykroty, drzewa prawdopodobnie starsze niż 150 lat.	Zliczanie mikrosiedlisk na transekcje	FV: >20 szt./ha, U1: 10-20 szt./ha U2: <10 szt./ha
Niemcy FFH	Drzewa siedliskowe	Liczba na 1 ha drzew siedliskowych (drzewa z dziuplami lub gniazdami; lub drzewa o d1.3 >40 cm z martwicami, hubami, wyciekami soku, częściowo obumarłe lub z połamanymi konarami; lub inne stare drzewa (>150 lat) z gatunków typowych dla siedliska	Zliczanie lub szacunek na powierzchni próbnej	A: >6 szt./ha, B: 3-6 szt./ha C: <3 szt./ha
Niemcy BWI	Drzewa biocenotyczne	Liczba na 1 ha drzew siedliskowych (drzewa z dziuplami lub gniazdami; lub drzewa o d1.3 >40 cm z martwicami, hubami, wyciekami soku, częściowo obumarłe lub z połamanymi konarami; lub inne stare drzewa (>150 lat) z gatunków typowych dla siedliska	Zliczanie na powierzchni próbnej (r=25m)	Średnia dla obszaru: A: >6 szt./ha, B: 3-6 szt./ha C: <3 szt./ha
Dania	Liczba drzew z dziuplami lub zgnilizną	Liczba drzew z dziuplami bądź martwicami (min. 100 cm ²) na wysokości j 0,5m powyżej gruntu	Zliczanie drzew na powierzchni próbnej r=15m	Średnia z powierzchni próbnych na stacji: "na pewno źle": <2 szt./ha "na pewno dobrze": >5 szt./ha
Czechy	x	x	x	x
Francja	Pośrednio wskaźnik: Drzewa o ponadnormatywnej grubości			

Zaburzenia

Zaburzenia				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Polska	Ekspansywne gatunki rodzime w runie	Procent pokrycia terenu przez gatunki nitrofilne (lista otwarta)	Szacunek pokrycia terenu	FV: Brak gatunków lub pojedyncze okazy U1: 1-5% pokrycia U2: >5% pokrycia
Polska	Inwazyjne gatunki obce w podszybie i runie	Procent pokrycia terenu przez obce gatunki inwazyjne w podszybie i runie (lista otwarta) w pokryciu terenu	Szacunek pokrycia terenu	FV: Brak U1: ≤2% pokrycia U2: >2% pokrycia
Polska	Gatunki obce w drzewostanie	Procent pokrycia terenu przez gatunki poza naturalnym zasięgiem geograficznym	Szacunek pokrycia terenu lub na podstawie opisu taksacyjnego	FV: <1% udziału powierzchniowego i nieodnawiające się U1: <10% udziału powierzchniowego i nieodnawiające się U2: >10% udziału powierzchniowego lub spontanicznie odnawiające się
Polska	Inne zniekształcenia	Obecność uszkodzeń gleby, runa, podszytu i podrostu wskutek użytkowania lub presji zwierząt; rozjeżdżania, wydeptywania, zaśmiecania,	Ocena ekspercka w trójstopniowej skali	FV: Brak U1: Notowane sporadycznie U2: Licznie, oddziałując na strukturę
Polska	Częściowo również wskaźniki dotyczące zgodność składu gatunkowego ze wzorcem			
Niemcy FFH	Apofity i neofity	Udział w pokryciu warstwy c gatunków uznawanych za neofity, apofity oraz gatunki wskaźnikowe zaburzeń i eutrofizacji (lista otwarta)	Oszacowanie udziału pokrycia terenu przez gatunki spełniające kryteria w pokryciu warstwy zielnej	A: ≤5% udziału pokrycia B: 5-25% udziału pokrycia C: >25% udziału pokrycia

Zaburzenia				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Niemcy FFH	Neofity drzewiaste	Udział w pokryciu warstw drzew i krzewów gatunków neofitów jeśli zachodzi ryzyko ich niekontrolowanego rozprzestrzeniania się (lista otwarta)	Oszacowanie udziału pokrycia terenu przez gatunki spełniające kryteria w sumarycznym pokryciu warstwy drzew i krzewów	A: ≤5% udziału pokrycia B: 5-10% udziału pokrycia C: >10% udziału pokrycia
Niemcy FFH	Uszkodzenia gleby	Występowanie uszkodzeń gleby powodujących znaczne zmiany w runie	Szacunek udziału powierzchni uszkodzonej	A: ≤5% udziału powierzchni uszkodzonej oraz uszkodzenia tylko na szlakach zrywkowych oraz brak kolein na szlakach zrywkowych; B: >5 i ≤10% udziału powierzchni uszkodzonej oraz/lub nieliczne ślady poza szlakami zrywkowymi oraz/lub umiarkowane koleiny na szlakach; C: >10% udziału powierzchni uszkodzonej oraz/lub ślady rozjeżdżania liczne poza szlakami oraz/lub głębokie koleiny na szlakach
Niemcy FFH	Inne zniszczenia	Obecność innych niż ujętych w pozostałych wskaźnikach szkód w warunkach siedliskowych, roślinności, odnowieniu i strukturze drzewostanu spowodowanych użytkowaniem i presją zwierzyny	Ocena ekspercka	A: Brak lub nieznaczne B: Średnie C: Znaczne
Niemcy FFH	Inne uszkodzenia	Obecność innych zaburzeń	Ocena ekspercka	A: Brak lub nieznaczne B: Średnie C: Znaczne
Niemcy BWI	Inwazyjne rośliny drzewiaste	Udział w pokryciu warstwy drzew gatunków z listy zamkniętej	Oszacowanie udziału pokrycia terenu przez gatunki spełniających kryteria w pokryciu warstwy drzew na kołowce r=10m	A: 0% udziału pokrycia B: >0-10% udziału pokrycia C: >10% udziału pokrycia

Zaburzenia				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Niemcy BWI	Inwazyjne rośliny zielne	Udział w pokryciu warstwy zielnej gatunków z listy zamkniętej	Oszacowanie udziału pokrycia terenu przez gatunki spełniających kryteria w pokryciu warstwy zielnej na kołowce r=10m	A: 0% udziału pokrycia B: >0-10% udziału pokrycia C: >10% udziału pokrycia
Niemcy BWI	Uszkodzenia gleby	Obecność uszkodzeń gleby i zmian w runie powodowane przez ruch kołowy poza wyznaczonymi ciągami komunikacyjnymi oraz liczba szlaków (operacyjnych i komunikacyjnych) na powierzchni próbnej r=25m – jeśli w powierzchni nie mieści się cała szerokość szlaku, zapisuje się jego obecność w postaci udziału jego szerokości na powierzchni	Zliczanie szlaków i inwentaryzacja uszkodzeń poza nimi	A: Brak śladów rozjeżdżania poza wyznaczonymi szlakami oraz ≤ 1 szlak na kołowce B: Brak śladów rozjeżdżania poza wyznaczonymi szlakami oraz > 1 i $\leq 2,5$ szlaku na kołowce C: Ślady rozjeżdżania obecne również poza wyznaczonymi szlakami lub w kołowce obecne $> 2,5$ szlaków
Niemcy	Częściowo również wskaźniki dotyczące zgodność składu gatunkowego ze wzorcem			
Dania	W ramach monitoringu krajowego rejestruje się wielkość (m ²) powierzchni próbnej zajętej przez drogi ale wartość ta nie podlega waloryzacji i nie jest uwzględniana w ocenie parametru „struktura i funkcje”.			

Zaburzenia				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Czechy	Degradacja (DG)	Wskaźnik uwzględnia oddziaływania antropogeniczne, gatunki inwazyjne, ekspansywne, uprawiane, eutrofizację, stan zagospodarowania. Uwzględnia się (nie)odwracalność zmian	Ocena ekspercka. Nie ocenia się degradacji dla płatów z ocenioną Rozpoznawalnością (RB) siedliska jako W (por. Zgodność składu gatunkowego runa ze wzorcem: Rozpoznawalność siedliska (RB))	0 - Siedlisko bez wyraźnych oznak degradacji lub poziom degradacji jest znikomy. 1 - Lekka eutrofizacja lub inna degradacja, np. spowodowana brakiem zagospodarowania lub zarastaniem itp., obecność gatunków synantropijnych do max. 10% pokrycia. 2 - Średnia degradacja lub stopień degradacji zróżnicowany przestrzennie. Widoczna eutrofizacja, brak zagospodarowania lub zarastanie, gatunki synantropijne z 10-30% pokryciem. 3 - Wyrażna eutrofizacja, silna degradacja spowodowana albo brakiem zagospodarowania albo intensywnym użytkowaniem. Pokrycie przez gatunki synantropijne powyżej 30%.
Czechy	Użytkowanie (MG) - Wskaźnik fakultatywny	Wpływ aktualnego sposobu użytkowania płatem siedliska i potrzeba wprowadzenia zmiany	Ocena ekspercka	Aktualne użytkowanie: 0 – brak; V – odpowiednie, N – nieodpowiednie; Proponowane użytkowanie: S – płat nie wymaga użytkowania; Sn – stan siedliska nie pozwala określić właściwego użytkowania; Sx – jest już za późno na poprawę stanu siedliska przez użytkowanie; M – płat wymaga użytkowania; Mm – płat wymaga pilnego użytkowania
Francja	Inwazyjne gatunki obce	Obecność na powierzchniach kołowych obcych gatunków inwazyjnych niezależnie od warstwy i ilościowości (lista otwarta)	Procentowy udział powierzchni na których stwierdzono występowanie obcych gatunków inwazyjnych z wszystkich powierzchni próbnych w badanym obszarze	0% udziału powierzchni próbnych: 0 pkt <30% udziału powierzchni próbnych: -10pkt >30% udziału powierzchni próbnych: -20pkt

Zaburzenia				
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja
Francja	Gatunki allochtoniczne w drzewostanie	Udział w sumarycznym pokryciu warstwy drzew lub pierśnicowym polu przekroju gatunków allochtonicznych (lista otwarta)	Szacunek pokrycia lub pomiar pierśnic	Średnia z powierzchni próbnych w obszarze: <1%: 0 pkt 1-5%: -5 pkt 5-15%: -10 pkt 15-30%: -30 pkt >30%: -40 pkt
Francja	Uszkodzenia gleby	Obecność szkód powstałych w wyniku prowadzenia gospodarki leśnej. Rejestrowane są tylko uszkodzenia w obrębie powierzchni próbnej które tworzą wyraźnie inne mikrosiedliska.	Szacunek udziału (%) uszkodzeń na powierzchni kołowej	Średnia z powierzchni próbnych w obszarze: <2%: 0 pkt. 2-10%: -10 pkt. 10-20%: -15 pkt. >20%: -20 pkt.
Francja	Inne uszkodzenia	Występowanie innych zaburzeń nie ujętych w pozostałych wskaźnikach	Ocena ekspercka w trójstopniowej skali	Znikome: 0 pkt. Umiarkowane: -10 pkt. Znaczące: -20 pkt.

Powierzchnia siedliska

Powierzchnia siedliska					
Kraj	Użyty wskaźnik	Kryterium	Dane	Waloryzacja	Inne
Polska	Brak. Funkcjonuje Parametr Powierzchnia siedliska	Różnica w powierzchni siedliska pomiędzy badaniami	Ocena ekspercka	FV: Nie podlega zmianom lub zwiększa się U1: Zmniejszona o 10% względem wcześniejszych badań U2: Zmniejszona o ponad 20% względem wcześniejszych badań.	x
Niemcy FFH	Nie określana na powierzchni próbnej. Powierzchnia siedliska w regionie określana na podstawie mapowania poza monitoringiem.				
Niemcy BWI	Nie określana na powierzchni próbnej. Powierzchnia siedliska w regionie określana na podstawie mapowania poza monitoringiem.				
Dania	Określany jest udział powierzchni siedliska na powierzchni próbnej ale nie podlega on ocenie. Powierzchnia siedliska jest również określana na podstawie frekwencji danego siedliska na powierzchniach próbnych (typ siedlisk jest określany każdorazowo na powierzchni próbnej) ale również nie podlega to ocenie. Powierzchnia siedliska w regionie określana na podstawie mapowania poza monitoringiem.				
Czechy	Określana jest powierzchnia każdego płatu siedliska, jednakże sama wartość jak też jej zmiana w danej lokalizacji nie podlega ocenie. Powierzchnia siedliska oceniana jest jedynie na poziomie regionu biogeograficznego.				
Francja	Zmiana powierzchni siedliska	Zmiana areálu powierzchni siedliska w obszarze względem poprzedniego terminu badań.	Trend zmian na podstawie danych przestrzennych lub inwentaryzacji siedliska	Stabilna bądź większa: 0 pkt. Zmniejsza się: -10 pkt.	x
Francja	Fragmentacja wewnątrz płatu	Występowanie w obszarze obiektów typu drogi, tory, linie energetyczne itp.	Trend zmian na podstawie danych przestrzennych lub inwentaryzacji siedliska	Wskaźnik nie podlega waloryzacji	x
Francja	Fragmentacja pomiędzy płatami	Stopień fragmentacji określony średnią lesistością w regionie wg. skali: 1 – lesistość do 15%; 2 - $\geq 15\%$ i $< 30\%$; 3 - $\geq 30\%$ i $< 50\%$; 4 - $\geq 50\%$ ale bez kontaktu z innym obszarem o lesistości $\geq 50\%$; 5 - $\geq 50\%$ i w kontakcie z innym obszarem o lesistości $\geq 50\%$	Dane przestrzenne	Wskaźnik nie podlega waloryzacji	x

