

UNIWERSYTET ŚLĄSKI W KATOWICACH
WYDZIAŁ NAUK PRZYRODNICZYCH
INSTYTUT BIOLOGII, BIOTECHNOLOGII I OCHRONY ŚRODOWISKA

JUSTYNA CZAJA

NR 8689

KSZTAŁTOWANIE SIĘ STREFY EKOTONOWEJ ZBIOROWISK LEŚNYCH
W ZALEŻNOŚCI OD ZRÓŻNICOWANEGO OTOCZENIA

PRACA DOKTORSKA

PROMOTOR PRACY

DR HAB. ZBIGNIEW WILCZEK

KATOWICE 2024

*„Będą głosiły wspaniałą chwałę
Twego majestatu,
a ja opowiem cuda Twoje” Ps 145,5*

Podziękowania

*W szczególny sposób pragnę złożyć serdeczne podziękowania i wyrazy uznania
mojemu Promotorowi, Panu dr hab. Zbigniewowi Wilczkowi za opiekę naukową
w trakcie prowadzenia i dokumentowania badań, cenne porady merytoryczne podczas
pisanie rozprawy, wyrozumiałość, cierpliwość, poświęcony czas i wiarę we mnie na
każdym etapie powstawania tej pracy. Szczególne podziękowania pragnę złożyć Panu
Doktorowi za pomoc w jasnym formułowaniu myśli naukowej.*

*Dziękuję Panu Profesorowi dr hab. Damianowi Chmurze za wprowadzenie w arkana
wiedzy z zakresu analizy statystycznej, cenne uwagi, pomoc w obsłudze
oprogramowania oraz inspirację do zgłębiania zagadnień naukowych.*

*Osobne podziękowania składam na ręce mojego męża, Łukasza, za Miłość,
zaangażowanie, nieustanne wsparcie, motywację oraz niegasnącą wiarę we mnie,
która przyczyniła się do pomyślnego napisania mojej pracy naukowej.*

*Pragnę podziękować Rodzicom, za pomoc w wyborze drogi zawodowej,
zainteresowanie moim życiem naukowym, wszechstronną pomoc, która była dużym
wsparciem podczas pisania tej pracy.*

*Chciałabym również podziękować Rodzinie oraz Przyjaciołom, za podnoszenie na
duchu w momentach zwątpienia.*

*Pracę tę dedykuję moim Dzieciom, Liliannie, Laurze, Leonowi oraz Lidii, które są
całym moim światem.*

SPIS TREŚCI

WSTĘP I CELE PRACY	5
1. TEREN I STANOWISKA BADAWCZE	9
1.1. Nizina Śląska.....	10
1.2. Wyżyna Śląska	11
1.3. Wyżyna Krakowsko-Częstochowska.....	12
1.4. Kotlina Oświęcimska	13
1.5. Pogórze Zachodniobeskidzkie	14
2. METODYKA.....	15
2.1. Badania terenowe	15
2.2. Analizy florystyczne	17
2.3. Analizy statystyczne.....	23
3. WYNIKI.....	26
3.1. Charakterystyka flory	26
3.1.1. Wykaz systematyczny roślin naczyniowych.	26
3.1.2. Gatunki wskaźnikowe.....	37
3.2. Charakterystyka zbiorowisk roślinnych.....	43
3.2.1. Klasyfikacja wyróżnionych zbiorowisk roślinnych.....	43
3.2.2. Opis zbiorowisk	44
3.3. Kształtowanie się strefy ekotonowej zbiorowisk leśnych graniczących ze zbiornikami wodnymi	61
3.3.1. Ocena zasięgu efektu brzegowego w gradiencie przestrzennym.....	61
3.3.2. Ocena intensywności zmian w efekcie brzegowym	66
3.3.3. Charakterystyka strefy ekotonowej	69
3.4. Kształtowanie się strefy ekotonowej zbiorowisk leśnych graniczących z polami uprawnymi	74
3.4.1. Ocena zasięgu efektu brzegowego w gradiencie przestrzennym.....	74
3.4.2. Ocena intensywności zmian w efekcie brzegowym	78
3.4.3. Charakterystyka strefy ekotonowej	81
3.5. Kształtowanie się strefy ekotonowej zbiorowisk leśnych graniczących z terenami przemysłowymi	86
3.5.1. Ocena zasięgu efektu brzegowego w gradiencie przestrzennym.....	86
3.5.2. Ocena intensywności zmian w efekcie brzegowym	89

3.5.3. Charakterystyka strefy ekotonowej	92
3.6. Ocena wpływu zróżnicowanego otoczenia na kształtowanie się strefy ekotonowej	97
3.6.1. Porównanie zasięgu efektu brzegowego	97
3.6.2. Porównanie rotacji gatunkowej	104
3.6.3. Porównanie intensywności zmian w efekcie brzegowym	110
3.6.4. Porównanie specyfiki strefy ekotonowej	117
4. DYSKUSJA	125
4.1. Zasięg i charakterystyka efektu brzegowego	125
4.2. Analiza bioróżnorodności	141
4.3. Analiza bogactwa różnorodności funkcjonalnej	145
5. PODSUMOWANIE I WNIOSKI	157
6. LITERATURA	166
7. STRESZCZENIE	181
8. SUMMARY	186
9. SPIS RYCIN I TABEL	190
10. ZAŁĄCZNIKI	198

WSTĘP I CELE PRACY

Ekotony jako strefy nakładania się różnych typów roślinności, zostały uznane za miejsca, które pośredniczą w intensywnym procesie obiegu materii, składników odżywczych, pierwiastków i w konsekwencji łączą procesy sąsiadujących ze sobą ekosystemów (Odum 1983, Gosz 1993). Zostały one również zaproponowane jako punkty do wykrywania wczesnych zmian w składzie roślinności spowodowanych oddziaływaniem antropogenicznym (Stohlgren i in. 2000). Ekotony są postrzegane jako klimatyczne granice gatunków i zbiorowisk czyli miejsca pierwszej reakcji na zmiany klimatyczne i ich wskaźniki (Camarero i in. 2006). Ponadto są pod stałym wpływem warunków środowiskowych, zaburzeń antropogenicznych i naturalnych, interakcji biotycznych, co może objawiać się w przestrzenno-czasowym zakresie zmian kompozycji gatunkowej (Danz i in. 2013).

Strefy przejściowe pomiędzy dwoma różnymi typami ekosystemów mogą zawierać właściwości składu gatunkowego oraz strukturalnego występujące w sąsiednich siedliskach, jednakże mogą również wykształcać się mikrosiedliska obecne tylko na obszarach ekotonowych (Mallik i in. 2001). Zmiany w zbiorowiskach roślinnych zachodzące w ekotonie wskazują na obecność „efektu brzegowego”, który może modyfikować szeroki zakres parametrów ekologicznych w tym zmiany w składzie i strukturze zbiorowisk roślinnych jak i zmiany w interakcjach międzygatunkowych. Ponadto efekty krawędziowe wykazują wysoką zmienność w zależności od rozmiaru i kształtu obszaru leśnego, typu i stanu lasu, przyczyny fragmentaryzacji leśnej a w szczególności od środowiska otaczającego badane siedlisko leśne. Efekty krawędziowe zdegenerowanych obszarów mogą przenikać do bardziej nienaruszonych siedlisk. Jednakże dobrze zachowane siedliska mogą również wykazywać efekty brzegowe, które przenikają do lasów bardziej zdegenerowanych. Ponadto siedliska uznane za nienaruszone w obrębie danego gatunku lub badanego czynnika, mogą zostać uznane za naruszone w przypadku innego gatunku lub czynnika. Złożone krajobrazy mają potencjał jednoczesnego wspierania wielu typów interakcji brzegowych (Porensky i Young 2013).

Pod względem różnorodności biologicznej efekt brzegowy może objawiać się wzrostem różnorodności gatunkowej z powodu wkładu propagul z sąsiednich zbiorowisk, szczególnie jeżeli są to wysoce zróżnicowane siedliska przyrodnicze (Chytrý

i in. 2022). Natomiast obniżenie różnorodności gatunkowej może być spowodowane wysoką zmiennością warunków środowiskowych zarówno biotycznych jak i abiotycznych (Zólyomi 1987; van der Maarel 1990). Uważa się, że gradient warunków środowiskowych i interakcja z wieloma czynnikami, w tym zaburzeniami antropogenicznymi ograniczają różnorodność gatunkową ekotonów a tym samym obecność i charakter efektu brzegowego (Wilson 1992; Martin i in. 2011).

Reakcje zbiorowisk roślinnych na zmiany środowiskowe wywołane różnorodnymi zaburzeniami można uchwycić także za pomocą cech funkcjonalnych roślin (Dwyer i Laughlin 2017), które są ściśle związane z danymi warunkami abiotycznymi, ponieważ wykazano, że związek cecha-środowisko pozostaje silny pomimo zaznaczonych zmian składu w czasie (Amatangelo i in. 2014; Sabatini i in. 2014). Dlatego, aby uzyskać głębszy wgląd w zmiany w roślinności podszytu w następstwie praktyk gospodarowania, zagadnienia takie, nie powinny być rozpatrywane wyłącznie z perspektywy florystycznej, ale także z ekologicznego punktu widzenia (np. przy użyciu wartości wskaźnika Ellenberga) i powinny być analizowane na podstawie cech gatunkowych (Aikens i in. 2007; Burrascano i in. 2009). Ponadto zakłócenia wywołane przez człowieka wpływają na zbiorowiska roślinne przez dziesięciolecia, ale zakres czasowych zmian w składzie zbiorowisk może bardziej zależeć od gradientów środowiskowych i cech zbiorowisk (Bunn i in. 2010). W kontekście odporności zbiorowisk i stabilności podszytu leśnego na reakcję kompozycyjną zmniejszenia pokrycia w warstwie koron lub jej całkowite usunięcie mogą silnie wpływać cechy zbiorowisk sprzed zakłóceń, takie jak bogactwo gatunkowe i równomierność (Belote i in. 2012; MacDonald i in. 2015).

Obecność efektu brzegowego wzmacnia funkcję buforową ekotonu a także stabilizuje utrzymanie łączności pomiędzy sąsiadującymi siedliskami przyrodniczymi (Murcia 1995). Pozytywny efekt brzegowy i istnienie gatunków ograniczonych do ekotonów są ważne dla zrozumienia natury i zachowania struktury mozaik siedliskowych w zarządzaniu i ochroną terenów leśnych (Erdős i in. 2018). Wyniki badań nad efektem brzegowym przyczyniają się do przewidywania skutków fragmentaryzacji lasów i jej wpływu na liczebność gatunków zagrożonych, leśnych oraz umożliwiają dokładne projektowanie form zarządzania i ochrony siedlisk przyrodniczych. Biorąc pod uwagę rozpowszechnienie i skutki ekologiczne, efekty brzegowe wymagają większej uwagi i badań. Ponieważ krajobrazy stają się coraz bardziej złożone przestrzennie w wyniku zmian antropogenicznych, ważne jest zrozumienie, kiedy, w jaki sposób i dlaczego efekty brzegowe zmieniają się na podstawie kontekstu krajobrazowego (Porensky i Young

2013). Badania efektu brzegowego, mogą dostarczać także informacji na temat mechanizmów inwazji gatunkowych (Bestelmeyer i in. 2007).

Na potrzeby prowadzonych badań przyjęto następujące hipotezy.

- I. Ekoton leśny ma odmienne cechy w porównaniu do sąsiedniej strefy leśnej w zależności od warunków środowiskowych otoczenia pod względem:
 - α – różnorodności;
 - β – różnorodności;
 - bogactwa różnorodności funkcjonalnej;
 - udziału gatunków światłolubnych, kserotermicznych, eutroficznych lub oligotroficznych, halofitów;
 - sposobie dyspersji nasion;
 - sposobie reprodukcji;
 - strategii życiowych roślin.
- II. Skład gatunkowy roślin ekotonu jest różny niż głębokiego lasu, różni się w zależności od odległości od brzegu lasu.
- III. Bogactwo różnorodności funkcjonalnej strefy ekotonowej jest wyższe w porównaniu do strefy wewnętrznej lasu.
- IV. Aspekty ekologiczne (oszacowane na podstawie wartości wskaźnika Ellenberga) i funkcjonalne (oszacowane na podstawie cech funkcjonalnych roślin) zbiorowisk leśnych zależą od sposobu użytkowania otoczenia lasu i odległości od brzegu lasu.
- V. Efekt brzegowy wykształca się w ekotonach lasów niezdegenerowanych.
- VI. Zmiany wzdłuż gradientu środowiskowego są stopniowe w zbiorowiskach naturalnych o wysokim bogactwie różnorodności funkcjonalnej.

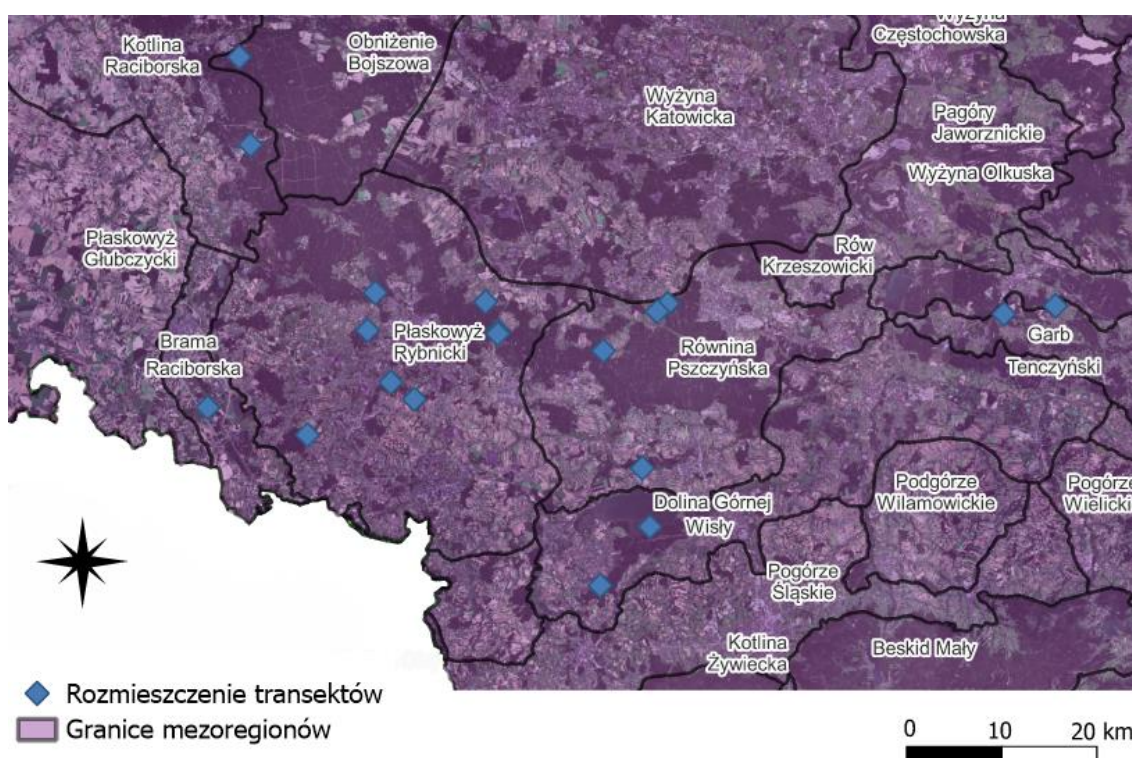
W badaniu przyjęto następujące cele:

- porównanie zróżnicowania efektu brzegowego pod względem odmiennych obszarów sąsiadujących;
- porównanie struktury na obrzeżach oraz we wnętrzu lasu;
- uzupełnienie luki w rozpoznaniu zjawiska efektu brzegowego w badaniach nad ekotonem wykształcającym się pomiędzy lasem a innymi siedliskami przyrodniczymi.

Realizacja powyższych celów badawczych powinna odpowiedzieć na postawiony w tytule pracy problem badawczy: jak kształtuje się strefa ekotonowa zbiorowisk leśnych w zależności od zróżnicowanego otoczenia.

1. TEREN I STANOWISKA BADAWCZE

Teren badań niniejszej pracy obejmuje mezoregiony: Kotlinę Raciborską, Płaskowyż Rybnicki, Obniżenie Bojszowa, Garb Tenczyński, Równinę Pszczyńską, Dolinę Górnej Wisły oraz Pogórze Śląskie (Ryc. 1). Regionalizacja fizycznogeograficzna oparta w szczególności na podziale Kondrackiego (2002) terenu objętego badaniami przedstawia się następująco:



Ryc. 1. Zasięg obszaru badań z zaznaczonym rozmieszczeniem transektów oraz granicami mezoregionów.

Prowincja 31. Niż Środkowoeuropejski

Podprowincja 318. Niziny Środkowopolskie

Makroregion 318.5 Nizina Śląska

Mezoregion 318.59 Kotlina Raciborska

Prowincja 34. Wyżyny Polskie

Podprowincja 341. Wyżyna Śląsko-Krakowska

Makroregion 341.1 Wyżyna Śląska

Mezoregion 341.15 Płaskowyż Rybnicki

Mezoregion 341.16 Obniżenie Bojszowa

Makroregion 341.3. Wyżyna Krakowsko-Częstochowska

Mezoregion 341.34. Garb Tenczyński

Prowincja 51. Karpaty Zachodnie z Podkarpaciem Zachodnim i Północnym

Podprowincja 512. Podkarpacie Północne

Makroregion 512.2. Kotlina Oświęcimska

Mezoregion 512.21. Równina Pszczyńska

Mezoregion 512.22. Dolina Górnej Wisły

Podprowincja 513. Zewnętrzne Karpaty Zachodnie

Makroregion 513.3. Pogórze Zachodniobeskidzkie

Mezoregion 513.32. Pogórze Śląskie

1.1. Nizina Śląska

Nizina Śląska (318.5), która obejmuje Kotlinę Raciborską jest rozległą równiną, leżącą po obu stronach Odry pomiędzy Przedgórzem Sudeckim na zachodzie, Wyżyną Śląską i Wyżyną Woźnicko-Wieluńską za wschodzie. Od strony północnej graniczy z Wałem Trzebnickim natomiast w kierunku północno-zachodnim przechodzi stopniowo w Nizinę Śląsko-Łużycką. Nizina Śląska znajduje się w obrębie zlodowacenia odrzańskiego, którego pozostałością są wzgórza morenowe oraz ostańce. W części południowej występują pokrywy lessowe na których wykształciły się bardzo urodzajne gleby brunatnoziemne i czarnoziemne. Klimat na obszarze Niziny Śląskiej należy do najcieplejszej w Polsce. Jest to spowodowane efektem fenowym czyli osuszaniem i ocieplaniem mas powietrza spadających z sąsiadującej bariery górskiej w doliny. Dlatego też zima w tym rejonie jest krótka, natomiast wiosna wczesna a lato suche i ciepłe. Naturalnie wykształcona roślinność i świat zwierzęcy miewają elementy stepowe. Nizina Śląska dzieli się na 9 mezoregionów wśród, których występuje Kotlina Raciborska.

Kotlina Raciborska (318.59) stanowi południową część Niziny Śląskiej. Sąsiaduje od wschodu z Płaskowyżem Rybnickim i Obniżeniem Bojszowa. Od zachodu graniczy z Płaskowyżem Głubczyckim. Od strony południowej dolina Odry łączy Kotlinę Raciborską z Kotliną Ostrawską. Prawy brzeg Odry jest porośnięty rozległymi lasami Raciborskimi, gdzie utworzono rezerwat „Łęczzak” obejmujący lasy dębowo-grabowe, stanowisko orzecha wodnego na starorzeczu oraz bogatą awifaunę. Jednakże obszar ten uległ znacznym przemianom antropogenicznym (Kondracki 2002).

1.2. Wyżyna Śląska

Wyżyna Śląska (341.1) powstała na węglonośnych skałach karbońskich, które wypełniają nieckę, na którą nasunięte są płaszczowiny karpackie od południa, od północy i wschodu skały osadowe triasu i skały jurajskie. Zagłębienie węglowe rozpościera się od Krakowa przez okolice Ostrawy, aż do Tarnowskich Gór. Eksploatacja węgla występuje na obrzeżach niecki z powodu jego płytkiego zalegania w tym obszarze tj. na głębokości do 2000 m. Ważnym surowcem są również rudy cynkowo-ołowiowe występujące w wapieniach i dolomitach triasowych. W miocenie południowa część zgłębia węglowego znalazła się w zasięgu transgresji morskiej w wyniku zmian poziomu morza. W suchym i ciepłym klimacie zanikające morze osadziło złoża soli, gipsu i siarki. Z tego też powodu Wyżyna Śląska stała się źródłem różnorodnych surowców mineralnych a ich pozyskiwanie spowodowało wielkie zmiany środowiska naturalnego.

Wyżyna Śląska od strony zachodniej sąsiaduje z Kotliną Raciborską, od południa z Kotliną Ostrawską i Kotliną Oświęcimską, od północy z Równiną Opolską, natomiast od wschodu z Wyżyną Olkuską i Garbem Tenczyńskim. Przez wyżynę przechodzi wododział Odry i Wisły, natomiast ukształtowanie terenu jest bardzo zmienne. W obrębie Wyżyny Śląskiej wyróżniamy 6 mezoregionów, wśród których występuje: Płaskowyż Rybnicki (341.15) i Obniżenie Bojszowa (341.16).

Płaskowyż Rybnicki (341.15) leży pomiędzy Kotlinami: Raciborską, Oświęcimską i Ostrawską. Przechodzi bez wyraźnej granicy w Równinę Pszczyńska. Od północy graniczy z Wyżyną Katowicką i Obniżeniem Bojszowa. Obejmuje południową część górnośląskiego zagłębienia węglowego. Powierzchnie złóż pokrywają gliny, żwiry i piaski czwartorzędowe. Płaskowyż Rybnicki był krainą rolniczą, obecnie stanowi rejon przemysłowy – Rybnicki Okręg Węglowy wydobywający węgiel gazowo-koksowy.

W Jastrzębiu-Zdroju występują źródła mineralne w postaci solanek, które związane są z mioceńskimi złożami soli (Kondracki 2002).

Obniżenie Bojszowa (341.16) region zajmuje obszar od doliny Odry w Kotlinie Raciborskiej do Wyżyny Katowickiej z dolinami rzek Kłodnica i Bierawka. Od strony północnej przechodzi w Chełm i Garb Tarnogórski, natomiast od strony południowej w Płaskowyż Rybnicki. Znajduje się Kanał Gliwicki wzdłuż którego występują zbiorniki pochodzenia antropogenicznego: Dzierżno Duże i Małe oraz Pławniowice. Krajobraz stanowią głównie obszary leśne tworzące kompleks lasów sosnowych – Lasy Raciborskie oraz obszary rolnicze. Podłoże stanowią gleby bielcowe i rdzawe, które wykształciły się na piaskach i żwirach pochodzących z akumulacji rzeczno-lodowcowej. Ponadto w części północno-wschodniej występują gleby płowe osadzone na glinach polodowcowych (Solon i in. 2018; Nita i in. 2021).

1.3. Wyżyna Krakowsko-Częstochowska

Wyżyna Krakowsko-Częstochowska (341.3) jest pochyloną płytą wapieni górnourajskich w kierunku północno-wschodnim, zapadając się pod ility i piaskowce kredowe Wyżyny Małopolskiej. Od zachodu występuje próg denudacyjny. Ponad powierzchnię wyżyny wznoszą się ostańcowe skałki wapienne będące reliktem procesów krasowych występujących w trzeciorzędzie. Od strony południowej występują uskoki tworzące Rów Krzeszowicki i zrębowy Garb Tenczyński. Przez wyżynę przebiega dział wodny Odry i Wisły, występują również dopływy Warty i Pilicy. W odróżnieniu od terenów przyległych występują nieco wyższe roczne sumy opadów oraz niższe o około 1°C średnie roczne temperatury. Występują gleby oligotroficzne bielicoziemne na podłożu piaskowym, rędziny wapienne oraz żyzne brunatnoziemy wykształcające się na płatach lessowych. Spowodowało to wykształcenie urozmaiconej roślinności i krajobrazu, które stały się przyczyną powstania Zespołu Jurajskich Parków Krajobrazowych tj. powołania jednego parku narodowego, około 20 rezerwatów i 7 parków krajobrazowych. Makroregion dzieli się na 4 mezoregiony w tym na wspomniany już Garb Tenczyński.

Garb Tenczyński (341.34) rozpościera się pomiędzy Wyżyną Olkulską, Kotliną Oświęcimską i Bramą Krakowską. Zbudowany jest z wapieni górnourajskich, karbonu, porfirów i melafirów oraz lessów. Przedłużeniem Garbu Tenczyńskiego w stronę wschodnią są wzgórza: Sowiniec, Tyniec, Wawel. Występują tu rezerваты przyrody

chroniące m.in. skały wapienne, roślinność murawową, lasy bukowe i dębowe, dolinę potoku Sanka, ruiny zamku, Tenczyński Park Krajobrazowy oraz Rudniański Park Krajobrazowy (Kondracki 2002).

1.4. Kotlina Oświęcimska

Kotlina Oświęcimska (512.2) graniczy od strony zachodniej z Kotliną Ostrawską i Wyżyną Śląską, która zajmuje również granicę północną Kotliny Oświęcimskiej, od strony wschodniej z Bramą Morawską, natomiast od strony południowej z Pogórzem Zachodniobeskidzkim. W obrębie Kotliny Oświęcimskiej wyróżniamy trzy mezoregiony: Równinę Pszczyńską, Dolinę Górnej Wisły oraz Pogórze Wilamowickie.

Równina Pszczyńska (512.21) leży pomiędzy Wyżyną Katowicką, Doliną Górnej Wisły i Płaskowyżem Rybnickim. Stanowi pochyloną równinę zbudowaną głównie z utworów piaszczystych porośnięty Lasami Pszczyńskimi stanowiącymi przede wszystkim bory sosnowe. W wschodniej części Równiny Pszczyńskiej znajduje się rezerwat żubrów. Obszar jest w silnym stopniu narażony na zanieczyszczone powietrze pochodzące z Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego. W podłożu poza piaskami znajdują się gliny czwartorzędowe, ily mioceńskie a także węglonośne utwory karbońskie zalegające na większej głębokości niż w rejonach sąsiadujących.

Dolina Górnej Wisły (512.22) stanowi środkową część Kotliny Oświęcimskiej i tworzy stożek napływowy na północ od Skoczowa. W jej rejonie utworzono zbiornik zaporowy – Jezioro Goczałkowickie. Zalewowemu dnu doliny towarzyszą piaszczyste tarasy z niewielkimi wydymami. W dnie doliny i jego ujściowych odcinkach utworzono liczne stawy rybne. W obrębie Doliny Górnej Wisły występuje również wzniesienie podłoża karbońskiego pomiędzy zagłębieniami bruzdy podkarpackiej, wypełnionymi osadami morskimi. Środowisko przyrodnicze doliny Wisły uległo znacznym przemianom antropogenicznym, jednakże istnieją tutaj także cenne siedliska przyrodnicze. Rezerwat przyrodniczy „Rotuz” obejmuje torfowiska przejściowe z roślinnością bagienną, natomiast rezerwat „Żaki” las grądowy z starodrzewiem lipowym (Kondracki 2002).

1.5. Pogórze Zachodniobeskidzkie

Pogórze Zachodniobeskidzkie (513.3) rozciąga się od Bramy Morawskiej leżącej po stronie zachodniej aż do doliny Dunajca od strony wschodniej, od strony Karpat Austriacko-Morawskich do Środkowomorawskich. Stanowi rozciętą erozyjnie wyżynę, opadającą stopniem denudacyjnym, który związany jest z nasunięciem płaszczowin karpaccich na przedpole. Od strony południowej wznoszą się pasma górskie Beskidów Zachodnich. Pogórze zbudowane jest głównie z serii skalnych płaszczowiny cieszyńskiej zawierających osady morskie od dolnej kredy po paleogen. Ich skład stanowią piaskowce, łupki, wapienie cieszyńskie, skały wylewowe typu bazaltów – cieszynity co stanowi wyjątek we fliszu Karpat Zewnętrznych. Pogórze jest zagospodarowane rolniczo. Czeską część Pogórza Zachodniobeskidzkiego stanowi Pogórze Morawsko-Śląskie. Natomiast w Polskiej części występuje Pogórze Śląskie, Pogórze Wielickie i Pogórze Wiśnickie.

Pogórze Śląskie (513.32) stanowią serie niszowe z wapieniami i cieszynitami o złożonej strukturze. Zachodnie granicę Pogórza Śląskiego tworzy dolina Olzy, natomiast granicę wschodnią dolina Wieprzówki. Od strony północnej graniczy z Doliną Górnej Wisły i Podgórzem Wilamowickim natomiast od strony południowej z Beskidem Śląskim i Beskidem Małym. Znajdują się tu wiele rzek płynących z gór: Olza, Wisła, Biała, Soła i Wieprzówka. Występuje także wiele wzniesień: Jasieniowa zbudowana z wapieni, Chełm, Górka Wilamowicka, Bucze i Hałcnowska Góra. Znajdują się tu rezerwaty przyrody m.in. „Kopce”- chroniące las mieszany w dolinie Olzy oraz „Zadni Gaj” z naturalnym stanowiskiem cisa (Kondracki 2002).

2. METODYKA

2.1. Badania terenowe

Badania terenowe przeprowadzone zostały w okresie wegetacyjnym w latach 2019–2022. Dane były pozyskiwane w formie transektów, które rozpoczynały się na brzegu lasu i skierowane było w głąb zbiorowiska leśnego. Wyznaczono trzy rodzaje siedlisk przyrodniczych, które tworzyły grupy badawcze:

1. lasy graniczące ze zbiornikami wodnymi:
 - I. transekt przylegający do Jeziora Goczałkowickiego (9),
 - II. transekt przylegający do Jeziora Łąka (10),
 - III. transekt przylegający do Jeziora Wicie (12),
 - IV. transekt przylegający do Zalewu Gzel (13),
 - V. transekt przylegający do Stawu Płowik I (14),
 - VI. transekt przylegający do Stawu Płowik II (15),
 - VII. transekt przylegający do Stawu Nowy Wielki – Gołysz (8).

2. lasy graniczące z polami uprawnymi:
 - I. transekt w miejscowości Szczotki (7),
 - II. transekt w miejscowości Orzesze (11),
 - III. transekt w miejscowości Radziejów (16),
 - IV. transekt w miejscowości Olszyny (17),
 - V. transekt w miejscowości Kopaniny (18),
 - VI. transekt w miejscowości Zebrzydowice (19).

3. lasy graniczące z terenami przemysłowymi:
 - I. transekt w sąsiedztwie hałdy kopalnianej ”Jankowice” (1),
 - II. transekt w sąsiedztwie fabryk „Alas Utex” (2),
 - III. transekt w sąsiedztwie kopalni piasku „Kotłarnia” (3),
 - IV. transekt w sąsiedztwie odkrywkowej kopalni dolomitu „Bolęcín” (4),

- V. transekt w sąsiedztwie zakładów chemicznych „Blachownia” Holding SA (5),
- VI. transekt w sąsiedztwie kopalni dolomitu i palarni „Żelatowa” SA (6),

Pod względem administracyjnym obszar badań obejmuje województwa: opolskie, śląskie i małopolskie.

Transekty były usytuowane prostopadle do krawędzi lasu i rozpoczynały się na jego granicy. Wytyczono siedem transektów w ekotonach leśnych, przylegających do zbiorników wodnych. Sześć transektów wyznaczono w ekotonach leśnych, przylegających do pól uprawnych oraz sześć transektów wyznaczono w ekotonach leśnych, przylegających do terenów przemysłowych. Każdy z transektów był o długości 205 m i składał się z dziewięciu powierzchni badawczych. Powierzchnie badawcze miały wymiary 20 m × 5 m i były rozmieszczone w 0, 5, 10, 20, 40, 60, 100, 150 i 200 m każdego transektu, rozpoczynając od brzegu lasu. Dłuższy bok pola badawczego był skierowany równolegle do granicy lasu. (Ryc. 2). W każdym transekanie pola badawcze były rozmieszczone w ten sam sposób. W polach badawczych mierzono pierśnice oraz wysokość drzew, dla których pierśnica wynosiła ≥ 8 cm. Drzewa zostały oznaczane do gatunku. W każdym polu badawczym wyznaczono 3 podpola o wymiarach 2×2 m, w których oznaczano krzewy i drzewa (o pierśnicy < 8 cm), mierzono ich pokrycie, liczebność oraz wysokość. Ponadto wyznaczano również 3 podpola o wymiarach 0,5 × 0,5 m, gdzie spisano gatunki i oceniono pokrycie roślin naczyniowych (Zał. 1, Zał. 3). Rośliny zostały oznaczone na podstawie następujących kluczy: „Rośliny polskie” (Szafer i in. 1989), „Drzewa i krzewy” (Rostański i Rostański 2003), „Exkursionflora von Deutschland” (Müller i in. 2016), „Rośliny zielne i krzewinki Polski” (Urbisz i Urbisz 2018), „Atlas roślin Polski” (Snowarski M. 2002). Nazewnictwo roślin podano według „Vascular Plants of Poland - a checklist” (Mirek i in. 2002).

Zbiorowiska roślinne występujące na terenie badań zostały oznaczone na podstawie klucza „Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski” (Matuszkiewicz 2007). Posłużył on również do określenia przynależności poszczególnych gatunków roślin do grup siedliskowych. Natomiast formy degeneracji stwierdzonych zbiorowisk opracowano na podstawie „Synanthropisation of forest and shrub communities in the Upper Vistula River Valley” (Romańczyk i in. 2016).



Ryc. 2. Lokalizacja pól badawczych w obrębie transektu graniczącego z terenami przemysłowymi.

2.2. Analizy florystyczne

Aby dokładniej wyjaśnić różnice w składzie gatunkowym pomiędzy ekotonami oraz pomiędzy ekotonem a strefą wewnętrzną lasu, uwzględniono wartości wskaźników ekologicznych (Zał. 1). Wartości wskaźników ekologicznych to specyficzne dla danego gatunku, oszacowane empirycznie wartości porządkowe na kilku predefiniowanych gradientach środowiskowych, reprezentujące środek zrealizowanej niszy gatunku na tych gradientach. W celu oceny warunków siedliskowych obliczono wartości wskaźnika Ellenberga (Ellenberg i in. 1991):

- L – wskaźnik świetlny:
 1. roślina o głębokim cieniu, występująca przy $< 1\%$ względnego oświetlenia,
 2. wartości pomiędzy 1 a 3,
 3. roślina zacieniona, występująca przeważnie przy $< 5\%$ względnego oświetlenia,
 4. wartości pomiędzy 3 a 5,
 5. roślina półcienista, występująca przeważnie przy $> 10\%$ względnego oświetlenia,

6. wartości pomiędzy 5 a 7,
 7. roślina półświatlista, najczęściej w pełnym świetle, ale także w cieniu,
 8. roślina światłolubna, > 40% względnego oświetlenia,
 9. roślina światłożądna, > 50% względnego oświetlenia.
- T – wskaźnik termiczny:
 1. obszary najzimniejsze, gatunki obszarów wysokogórskich, piętra subniwalnego i alpejskiego, stref arktycznych,
 2. wartości pomiędzy 1 a 3, gatunki piętra alpejskiego, strefy borealnej i tundry,
 3. obszary chłodne, gatunki subalpejskie i wysokoreglowe, strefy subborealnej,
 4. wartości pomiędzy 3 a 5, gatunki obszarów dość chłodnych, piętra regła górnego i strefy tajgi,
 5. obszary umiarkowanie ciepłe, gatunki reglowo-podgórskie, stref lasów mieszanych,
 6. gatunki obszarów umiarkowanie ciepłych, stref lasów liściastych i mieszanych (większa część Polski),
 7. gatunki ciepłych obszarów klimatycznych, stref ciepłolubnych lasów liściastych,
 8. gatunki obszarów subśródziemnomorskich, śródziemnomorskich, stref stepowych,
 9. gatunki skrajnie ciepłych regionu i mikrosiedlisk, stref śródziemnomorskich lasów i zarośli wiecznie zielonych.
 - F - wskaźnik wilgotności gleby:
 1. gatunki ograniczone do obszarów najbardziej suchych,
 2. gatunki obszarów z małymi opadami (poniżej 750 mm/rok),
 3. gatunki tolerujące stanowiska o niewielkich opadach, ale występujące także na terenach wilgotnych,
 4. gatunki tolerujące stanowiska o niewielkich opadach, ale występujące także na terenach podmokłych,

5. gatunki występujące na glebach świeżych, obszary o opadach > 700 mm/rok,
 6. gatunki występujące na glebach wilgotnych, obszary o opadach > 800 mm/rok,
 7. gatunki ograniczone do bardzo wilgotnych, obszary o opadach > 1000 mm/rok,
 8. gatunki gleb skrajnie wilgotnych, obszary o opadach > 1400 mm/rok,
 9. gatunki terenów podmokłych, obszary o opadach > 1400 mm/rok.
- K - wskaźnik kontynentalizmu:
 1. gatunki euatlantyckie,
 2. gatunki atlantyckie,
 3. między 2 a 4, tj. gatunki z rozproszonymi lub izolowanymi stanowiskami w stosunkowo łagodnych obszarach Europy Środkowej,
 4. gatunki subatlantyckie, występujące w całej Europie Środkowej, ustępujące na wschodzie,
 5. gatunki neutralne wobec kontynentalizmu lub rozpowszechnione od Europy Zachodniej po Syberię, czy skoncentrowane w Europie Środkowej,
 6. gatunki rozpowszechnione od Europy Zachodniej po Europę Wschodnią i przenikające daleko w obszary kontynentalne (Azja), m.in. gatunki borealne,
 7. gatunki subkontynentalne, rzadkie lub nieobecne w Europie Zachodniej,
 8. Gatunki kontynentalne, występujące przeważnie w Europie Wschodniej, w Europie Środkowej tylko w specjalnych lokalizacjach,
 9. Gatunki kontynentalne, nieobecne w Europie Środkowej.
 - R – wskaźnik odczynu gleby:
 1. skrajnie kwaśna, pH poniżej 3,4,
 2. bardzo kwaśna, pH 3,4 –4,0,
 3. dość kwaśna, pH 4,1-4,8,
 4. dość/średnio kwaśna, pH 4,5-5,2,
 5. średnio kwaśna, pH 4,9-5,6,

6. lekko kwaśna, pH 5,3-6,1,
7. subobojętna, pH 5,7-6,5,
8. obojętna, pH 6,6-7,5,
9. zasadowa, pH powyżej 7.

- S – wskaźnik zasolenia

0 - gatunki występujące wyłącznie na glebach niezasolonych, (większość gatunków),

1 - gatunki występujące zwykle na glebach niezasolonych ale tolerujące nieznaczną zawartość soli (0-0.1% Cl-),

* halofity fakultatywne:

2 - gatunki tolerujące umiarkowane zasolenie, częściej na siedliskach trwale lub okresowo nieco zasolonych (0.05-0.3% Cl-),

3 - gatunki tolerujące większe zasolenie, często na siedliskach nadmorskich, okresowo zasilanych wodą morską, (0.3-0.5% Cl-),

* halofity obligatoryjne:

4 - gatunki pomiędzy 3/5 (0.5-0.7% Cl-),

5 - gatunki tolerujące znacznie zasolenie (0.7-0.9% Cl-), liczne brzegowe obligatoryjne halofity,

6 - gatunki tolerujące znacznie zasolenie (0.9-1.2% Cl-),

7 - gatunki tolerujące silnie zasolenie (1.2-1.6% Cl-),

8 - gatunki tolerujące bardzo silnie zasolenie (1.6-2.3% Cl-), rośliny wód morskich zostera,

9 - gatunki tolerujące skrajne zasolenie (>2.3% Cl-), rośliny gleb ekstremalnie zasolonych, suchych, na których, często dochodzi do krystalizacji soli na powierzchni.

- N – wskaźnik trofizmu gleby

1. – 2. gleby skrajnie ubogie (skrajnie oligotroficzne),

3. – 4. gleby ubogie (oligotroficzne),

5. – 6. gleby umiarkowanie ubogie (mezotroficzne),

7. gleby zasobne (eutroficzne),

8. gleby bardzo zasobne,

9. gleby skrajnie żyzne, przenawożone.

Na podstawie podziału wg Raunkiaera (1934) wyróżniono poszczególne formy życiowe:

- A – hydrofity,
- C – rośliny niskopączkowe,
- G – geofity,
- H – rośliny naziemnopączkowe,
- M – makrofity,
- Na – nanofanerofity/ pseudofity,
- Hf – mikrofanerofity,
- Tf – terofity.

Uwzględniono również pochodzenie gatunków, które zostało określone na podstawie pracy „Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych, (Tokarska-Guzik i in. 2012). Status ochrony określono na podstawie Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 9 października 2014 r. (Dz.U. 2014 poz. 1409). Stopień zagrożenia gatunków rzadkich w skali krajowej i regionalnej został określony na podstawie Czerwonej listy roślin naczyniowych Polski i województwa śląskiego (Babczyńska-Sendek i in. 2012; Kaźmierczakowa i in. 2016). Zestawienie gatunków starych lasów zostało opracowane wg. Dzwonko i Loster (2001). Do określenia różnorodności i natężenia danych cech w badanych siedliskach wykorzystano dane z bazy BioFlor (Klotz i Durka 2002; <https://wiki.ufz.de/biolflor/index.jsp>) oraz Leda (Kleyer i in. 2008) dostępne w zasobach internetowych, uwzględniając:

- sposób dyspersji nasion:
 - ab – gatunki hydrochoryczne/ anemochoryczne,
 - self – autochoryczne,
 - zo – zoochoryczne,
- typ reprodukcji:
 - se – gatunki rozmnażające się głównie przez nasiona,
 - sv – gatunki rozmnażające się zarówno przez nasiona jak i wegetatywnie,
 - v – gatunki rozmnażające się głównie wegetatywnie,

- strategię życiowe roślin wg Grime'a
 - com – konkurenci,
 - comrud – konkurenci/ruchliwe rośliny pionierskie,
 - comstres - konkurenci/rośliny odporne na stres,
 - csr – strategia mieszana,
 - rud – ruchliwe rośliny pionierskie,
 - stres - rośliny odporne na stres,
 - stresrud – ruchliwe rośliny pionierskie odporne na stres.

Parametry opisujące warunki topograficzne: wysokość n.p.m., nachylenie terenu, odległość od brzegu lasu dla wyznaczonych transektów zostały uzyskane z danych zawartych w numerycznym modelu terenu w programie QGIS 3.22.6 (2022). Ponadto do określenia parametrów siedliskowych wykorzystano zróżnicowanie zbiorowisk leśnych w randze związków, tj.: *Dicrano-Pinion*, *Alno-Ulmion*, *Carpinion betuli*, *Fagion sylvaticae* oraz stopień przekształcenia siedlisk (Matuszkiewicz i in. 2005).

Dla wszystkich pól badawczych w transektach zostały określone wskaźniki bioróżnorodności (Shannon 1948; Wiener 1948, Simpson 1949):

- bogactwo gatunkowe – liczba gatunków w spisie: S
- wskaźnik różnorodności florystycznej Shannona-Weinera:

$$H = - \sum_{i=1}^S p_i \log_b p_i$$

gdzie p_i – udział i-tego gatunku w polu badawczym, b – podstawa logarytmu

- wskaźnik równomierności (*evenness*):

$$E = \frac{H}{\log(S)}$$

gdzie $\log(S)$ = maksymalna wartość wskaźnika H przy równoczesnym prawdopodobieństwie występowania wszystkich gatunków

- wskaźnik Simpsona:

$$D = 1 - \sum_{i=1}^S p_i^2$$

- β -różnorodność wg Sørensen:

$$\beta = \frac{a + b + c}{(2a + b + c)/2} - 1 = \frac{b + c}{2a + b + c}$$

gdzie a = liczba wspólnych gatunków dla dwóch obszarów, b i c = liczba unikalnych gatunków dla każdego obszaru (Zał. 2).

2.3. Analizy statystyczne

Wszystkie analizy statystyczne oraz graficzne opracowanie uzyskanych wyników wykonano w środowisku R w wersji 4.3.0. (Zespół RStudio 2020). Przeprowadzono analizę różnorodności funkcjonalnej (FD), którą określa się jako wartości i zakres cech gatunkowych, wpływających na działanie ekosystemu (Tilman i in. 1997). Analiza różnorodności funkcjonalnej została przeprowadzona w celu zbadania składu gatunkowego pól badawczych pod względem jakości cech gatunków i ich zmienności w obrębie transektów. Przed rozpoczęciem wszystkich analiz predyktory standaryzowano funkcją 'decostand', aby uzyskać porównywalne współczynniki. Macierz została obliczona za pomocą określenia współczynnika podobieństwa (Gower 1971). Następnie sprawdzono czy uzyskana macierz ma postać euklidesową i zastosowano korektę 'cailliez' opracowaną przez Caillieza (1983). Kolejną analizą współrzędnych głównych (PCoA) umożliwiła zwrócenie osi PCoA, wykorzystanych do obliczenia FD – głównie wskaźnika bogactwa funkcjonalnego (FRic) Villégera i in. (2008) – oraz entropię kwadratową Rao (Q). Zastosowano kwadratową entropię Rao jako miarę różnorodności funkcjonalnej czyli określenia jak różne są współistniejące gatunki po względem ich cech (Botta-Dukát 2005). Do przeprowadzenia analizy wykorzystano pakiet „FD”.

Aby porównać grupy transektów i odległości od brzegu lasu zastosowano nieparametryczny test Kruskala-Wallisa z domyślnym parametrem $\alpha=0.05$. Następnie, aby sprawdzić, które z grup różnią się istotnie statystycznie zastosowano test post-hoc Conovera do porównań międzygrupowych (Conover 1999). Analizę przeprowadzono z użyciem pakietu „agricolae”.

W celu dokonania korelacji między zmiennymi zastosowano opartą na rangach nieparametryczną korelację sumy rang Spearmana wykorzystując pakiet „Rcmdr”.

Analizę związku cech z cechami siedliskowymi i składem gatunkowym przeprowadzono za pomocą analizy RLQ. Analiza ta umożliwia zbadanie zależności między danymi środowiskowymi i cechami gatunkowymi oraz danymi pokrycia gatunków. Analiza RLQ łączy trzy oddzielne ordynacje w celu maksymalizacji kowariancji między czynnikami środowiskowymi i cechami gatunkowymi przy użyciu analizy koinercji co-inertia (Dolédec i in. 1996). Przeprowadzono zestandaryzowaną analizę składowych zasad (PCA). Do analizy RLQ wykonano 999 permutacji testu Monte Carlo w celu zbadania istotności modelu.

Analiza RLQ ma na celu powiązanie cech biologicznych organizmów z charakterystyką siedliska, w którym żyją. W przypadku koncepcji, w której siedlisko organizmów jest postrzegane jako szablon reakcji ekologicznych, wysnuwa się powiązania pomiędzy rozmieszczeniem się gatunków, cechami gatunkowymi oraz warunkami siedliskowymi. Powiązania te są naturalnie wykorzystywane w toku ewolucji do ukształtowania cech charakterystycznych dla gatunku. Mogą być również wykorzystane do stworzenia modelu, który pomógłby przewidzieć zasady skupiania się roślin ich interakcję a tym samym organizację i tworzenie zbiorowisk roślinnych (Southwood 1977, 1988; Keddy 1992). Aby umożliwić analizę trzech składowych: rozmieszczenie i cechy gatunków oraz warunki siedliskowe opracowano analizę RLQ, która pozwala na jednoczesną ordynację trzech zestawów danych. W kontekście ekologicznym metoda ta umożliwia włączenie cech gatunkowych do interakcji gatunek – środowisko, a tym samym badanie relacji pomiędzy cechami gatunkowymi – zmienna biologiczna, a warunkami środowiskowymi – zmienna środowiskowa. Podstawową zasadą analizy RLQ jest utworzenie trzech baz danych R, L oraz Q, a następnie utworzenie wspólnej struktury dla trzech wykorzystanych tabel. Związki między zmiennymi biologicznymi a środowiskowymi mogą być testowane za pomocą wielokrotnej analizy korespondencji lub innych metod statystycznych a ich zależność jest testowana pod względem istotności. Następnie analiza RLQ przeprowadza uporządkowanie zebranych danych z pól badawczych opierając się na kombinacji zmiennych środowiskowych, która z kolei odpowiada uporządkowaniu gatunków wynikającej z ich cech. Atrybutem analizy RLQ jest jej działanie filtrujące wśród zmiennych, gdyż cechy, które wykazują wysoką korelację pomiędzy gatunkami, nie zawsze są cechami skorelowanymi z wybranymi atrybutami środowiska. Ułatwia to późniejszą ogólną analizę zależności ekologicznych. Ponadto analiza RLQ wykazuje wiele wariantów w zależności od preferowanych metod statystycznych najbardziej

odpowiednich dla zestawionych danych. Można przeprowadzić analizę PCA w odniesieniu do jednego zestawu danych wraz z analizą np. bezpośrednią analizą gradientu lub inną z rodziny analiz korespondencji, analizę koinercji (Dolédec i in. 1996).

Przeprowadzono analizę fourth-corner i modyfikację Dray'a i in. (2014) w celu oceny zależności pomiędzy zmiennymi i osiami RLQ. Istotność została przetestowana przy użyciu procedury permutacji. Analizy przeprowadzono z użyciem pakietu „*ade4*”. Wizualizację graficzne wyników przeprowadzono z użyciem takich pakietów jak: „*car*”, „*lattice*”, „*ggplot2*”.

Określenie gatunków wskaźnikowych dla poszczególnych odległości od brzegu lasu oraz w zależności od rodzaju ekotonu wykonano za pomocą wartości wskaźnika IndVal (Dufrière, Legendre 1997) zmodyfikowanego przez Cáceres i in. (2010). Statystyczną istotność tej zależności testowano za pomocą testu permutacyjnego z 999 iteracjami. Do przeprowadzenia analizy wykorzystano pakiet „*indicspecies*”.

Aby porównać wskaźniki α – różnorodności pomiędzy grupami wykonano test Kruskala-Wallisa z domyślnym parametrem $\alpha=0.05$, a następnie test post-hoc Conovera. Dla określenia wskaźnika β – różnorodności wg Sørensen wykorzystano funkcję *betadiver*, następnie przeprowadzono test PERMANOVA w celu sprawdzenia istotnych zmian pomiędzy grupami. Porównanie homogeniczności zostało przeprowadzone za pomocą analizy współrzędnych głównych (PCoA), która jest permutacyjną wielowymiarową analizą wariancji wykorzystującą macierze odległości. Wykorzystano pakiety „*vegan*”, „*abdiv*”, „*agricolae*”.

3. WYNIKI

3.1. Charakterystyka flory

3.1.1. Wykaz systematyczny roślin naczyniowych.

Na powierzchniach badawczych stwierdzono 181 gatunków roślin naczyniowych i mszaków. Poniżej przedstawiono wykaz systematyczny poszczególnych gatunków.

Acoraceae

Acorus calamus L. - tatarak zwyczajny

Aceraceae

Acer campestre L. - klon polny

Acer platanoides L. – klon zwyczajny

Acer pseudoplatanus L. – klon jawor

Adoxaceae

Adoxa moschatellina L. - piżmaczek wiosenny

Alismataceae

Alisma plantago-aquatica L. - żabieniec babka wodna

Apiaceae

Aegopodium podagraria L. – podagrycznik pospolity

Peucedanum palustre (L.) MOENCH - gorysz błotny

Araceae

Calla palustris L. - czermień błotna

Araliaceae

Hedera helix L. - bluszcz pospolity

Asteraceae

Bidens tripartitus L. - uczepek trójlistkowy

Centaurea jacea L. - chaber łąkowy
Cirsium palustre (L.) SCOP. - ostrożeń błotny
Conyza canadensis (L.) CRONQUIST - konyza kanadyjska
Hieracium laevigatum WILLD. - jastrzębiec gładki
Hieracium pilosella L. - jastrzębiec kosmaczek
Mycelis muralis (L.) DUMORT. - sałatnik leśny
Rudbeckia laciniata L. - rudbekia naga
Senecio nemorensis L. - starzec gajowy
Solidago canadensis L. - nawłóć kanadyjska
Taraxacum officinale COLL. - mniszek lekarski
Tragopogon pratensis L. - kozibród łąkowy
Tussilago farfara L. - podbiał pospolity

Balsaminaceae

Impatiens glandulifera ROYLE - niecierpek gruczołowaty
Impatiens parviflora DC. – niecierpek drobnokwiatowy

Betulaceae

Alnus glutinosa (L.) GAERNT. – olsza czarna
Alnus incana (L.) MOENCH – olsza szara
Betula pendula ROTH. – brzoza brodawkowata
Betula pubescens EHRH. – brzoza omszona
Carpinus betulus L. – grab zwyczajny
Corylus avellana L. – leszczyna pospolita

Boraginaceae

Pulmonaria obscura DUMORT. - miodunka ćma

Brachytheciaceae

Brachythecium rutabulum (HEDW.) SCHIMP. - krótkosz szorstki

Pseudoscleropodium purum (LIMPR) M. FLEISCH. EX BROTH. - brodawkowiec czysty

Cannabaceae

Humulus lupulus L. - chmiel zwyczajny

Caprifoliaceae

Lonicera xylosteum L. - wiciokrzew pospolity

Sambucus nigra L. – bez czarny

Caryophyllaceae

Cerastium holosteoides FR. EM. HYL. - rogownica pospolita

Moehringia trinervia (L.) CLAIRV. – możylinek trójnerwowy

Myosoton aquaticum (L.) MOENCH - kościenica wodna

Stellaria longifolia H.L. MÜHL. EX WILLD. - gwiazdnica długolistna

Stellaria media (L.) VILL. – gwiazdnica pospolita

Stellaria nemorum L. – gwiazdnica gajowa

Celastraceae

Euonymus europaeus L. – trzmielina zwyczajna

Euonymus verrucosa SCOP. - trzmielina brodawkowata

Convolvulaceae

Calystegia sepium (L.) R.BR. - kielisznik zaroślowy

Cornaceae

Cornus sanguinea L. - dereń świdwa

Cyperaceae

Carex bohemica SCHREB. - turzyca ciborowata

Carex brizoides L. – turzyca drżączkowata

Carex cespitosa L. - turzyca darniowa

Carex elongata L. - turzyca długokłosa

Carex remota L. - turzyca rzadkokłosa

Carex sylvatica HUDS. - turzyca leśna

Scirpus sylvaticus L. - sitowie leśne

Dicranaceae

Dicranum polysetum SW. EX ANON. - widłoząb kędzierzawy

Dicranum scoparium HEDW. - widłoząb miotłowy

Equisetaceae

Equisetum sylvaticum L. – skrzyp leśny

Ericaceae

Calluna vulgaris (L.) HULL – wrzos zwyczajny

Vaccinium myrtillus L. – borówka czarna

Vaccinium vitis-idaea L. – borówka brusznica

Fabaceae

Medicago lupulina L. - lucerna nerkowata

Robinia pseudoacacia L. - robinia akacjowa

Vicia sylvatica L. - wyka leśna

Fagaceae

Fagus sylvatica L. – buk zwyczajny

Quercus petraea (MATT.) LIEBL. – dąb bezszypułkowy

Quercus robur L. – dąb szypułkowy

Quercus rubra L. – dąb czerwony

Hippocastanaceae

Aesculus hippocastanum L. - kasztanowiec pospolity

Hydrocotylaceae

Hydrocotyle vulgaris L. - wążkrota zwyczajna

Hylocomiaceae

Hylocomium splendens (HEDW.) SCHIMP. - gajnik lśniący

Pleurozium schreberi (WILLD. EX BRID.) MITT. - rokietnik pospolity

Hypericaceae

Hypericum perforatum L. - dziurawiec zwyczajny

Hypnaceae

Hypnum cupressiforme HEDW. - rokiet cyprysowaty

Iridaceae

Iris pseudacorus L. - kosaciec żółty

Juglandaceae

Juglans regia L. - orzech włoski

Juncaceae

Juncus conglomeratus L. - sit skupiony

Juncus effusus L. - sit rozpięchły

Luzula luzuloides (LAM.) DANDY ET WILMOTT - kosmatka gajowa

Luzula pilosa (L.) WILLD. – kosmatka owłosiona

Lamiaceae

Clinopodium acinos (L.) KUNTZE - czyścica drobnokwiatowa

Galeobdolon luteum HUDS. EMEND. HOLUB – gajowiec żółty

Galeopsis pubescens BESSER. - poziewnik miękkowłosy

Galeopsis speciosa MILL. - poziwnik pstry

Galeopsis tetrahit L. - poziwnik szorstki

Glechoma hederacea L. – bluszcz kurdybanek

Lamium maculatum L. - jasnota plamista

Lamium purpureum L. - jasnota purpurowa

Lycopus europaeus L. - karbieniec pospolity

Stachys sylvatica L. - czyściec leśny

Lemnaceae

Lemna minor L. - rzęsa drobna

Lentibulariaceae

Utricularia vulgaris L. - pływacz zwyczajny

Liliaceae

Maianthemum bifolium (L.) F. W. SCHMIDT – konwalijka dwulistna

Polygonatum multiflorum (L.) ALL. – kokoryczka wielokwiatowa

Oenotheraceae

Circea lutetiana L. – czartawa pospolita

Epilobium palustre L. - wierzbownica błotna

Oleaceae

Fraxinus excelsior L. – jesion wyniosły

Orchidaceae

Epipactis atrorubens (HOFFM.) BESSER - kruszczyk rdzawoczerwony

Oxalidaceae

Oxalis acetostella L. – szczawik zajęczy

Papaveraceae

Chelidonium majus L. - glistnik jaskółcze ziele

Pinaceae

Abies alba MILL. - jodła pospolita

Larix decidua MILL. - modrzew europejski

Picea abies (L.) H.KARST. - świerk pospolity

Pinus sylvestris L. - sosna zwyczajna

Plagiomniaceae

Plagiomnium affine (BLANDOW EX FUNCK) T.J.KOP. - płaskomerzyk pokrewny

Plagiomnium rostratum (SCHRAD.) T.J.KOP. - płaskomerzyk dzióbkowaty

Plagiotheciaceae

Plagiothecium laetum SCHIMP. - dwustronek jasny

Plantaginaceae

Plantago major L. - babka zwyczajna

Poaceae

Agrostis canina L. S.STR. - mietlica psia

Agrostis capillaris L. - mietlica pospolita

Brachypodium sylvaticum (HUDS.) P. BEAUV. - kłosownica leśna

Calamagrostis arundinacea (L.) ROTH - trzcinnik leśny

Calamagrostis epigejos (L.) ROTH. – trzcinnik piaskowy

Calamagrostis villosa (CHAIX) J. F. GMEL. – trzcinnik owłosiony

Deschampsia caespitosa (L.) P. BEAUV. – śmiełek darniowy

Deschampsia flexuosa (L.) TRIN. - śmiełek pogięty

Glyceria maxima (HARTM.) HOLMB. – manna mielec

Molinia caerulea MOENCHS.STR. – trzęślica modra

Phalaris arundinacea L. - mozga trzcinowata

Phragmites australis (CAV.) TRIN. EX STEUD. - trzcina pospolita

Poa nemoralis L. - wiechlina gajowa

Polygonaceae

Polygonum hydropiper L. - rdest ostrogorzki

Polygonum mite SCHRANK L. - rdest łagodny

Reynoutria japonica HOUTT. - rdestowiec ostrokończysty

Rumex acetosella L. - szczaw polny

Rumex crispus L. - szczaw kędzierzawy

Rumex obtusifolius L. - szczaw tępolistny

Polypodiaceae

Athyrium filix-femina (L.) ROTH – wietlica samcza

Dryopteris carthusiana (VILL.) H. P. FUCHS. – narecznica krótkoostna

Dryopteris dilatata (HOFFM.) A. GRAYS. STR. – narecznica szerokolistna

Dryopteris filix-mas (L.) SCHOTT – narecznica samcza

Pteridium aquilinum (L.) KUHN – orlica pospolita

Polytrichaceae

Atrichum undulatum (HEDW.) P.BEAUUV. - żurawiec falisty

Polytrichastrum formosum (HEDW.) G. L. SM. - złotowłos strojny

Polytrichum commune HEDW. - płonnik pospolity

Potamogetonaceae

Potamogeton natans L. - rdestnica pływająca

Primulaceae

Lysimachia nemorum L. - tojeść gajowa

Lysimachia nummularia L. - tojeść rozestłana

Lysimachia vulgaris L. – tojeść pospolita

Trientalis europaea L. – siódmaczek leśny

Ranunculaceae

Anemone nemorosa (L.) HOLUB - zawilec gajowy

Hepatica nobilis SCHREB. - przyłaszczka pospolita

Ranunculus acris L. - jaskier ostry

Ranunculus nemorosus (DC.) G. LÓPEZ - jaskier gajowy

Rhamnaceae

Frangula alnus MILL. – kruszyna pospolita

Rosaceae

Crataegus monogyna JACQ. - głóg jednoszyjkowy

Cerasus avium (L.) MOENCH - wiśnia ptasia

Comarum palustre L. - siedmiopalecznik błotny

Crataegus rhipidophylla GAND. - głóg odgiętotziałkowy

Fragaria vesca L. – poziomka pospolita

Geum urbanum L. - kuklik pospolity

Padus avium MILL. - czeremcha zwyczajna

Padus serotina (EHRH.) BORKH. - czeremcha amerykańska

Potentilla reptans L. - pięciornik rozłogowy

Prunus spinosa L. - śliwa tarnina

Rubus caesius L. – jeżyna popielica

Rubus hirtus AGG. WALDST. &KITT. - jeżyna gruczołowata

Rubus idaeus L. – malina właściwa

Rubus plicatus WEIHE&NEES – jeżyna fałdowana

Sorbus aucuparia L. EMEND. HEDL. – jarząg pospolity

Rubiaceae

Cruciata glabra (L.) EHREND. - przytulinka wiosenna

Galium odoratum (L.) SCOP. – przytulia wonna

Galium palustre L. - przytulia błotna

Galium rotundifolium L. - przytulia okrągłolistna

Salicaceae

Populus tremula L. – topola osika

Salix caprea L. – wierzba iwa

Salix cinerea L. – wierzba szara

Salviniaceae

Salvinia natans (L.) ALL. - salwinia pływająca

Saxifragaceae

Ribes rubrum L. S.L. - porzeczka zwyczajna

Scrophulariaceae

Melampyrum pratense L. - pszeniec zwyczajny

Veronica chamaedrys L. - przetacznik ożankowy

Solanaceae

Solanum dulcamara L. - psianka słodkogórz

Sphagnopsida

Sphagnum fallax (H.KLINGGR.) H.KLINGGR. - torfowiec kończysty

Tiliaceae

Tilia cordata MILL. – lipa drobnolistna

Tilia platyphyllos SCOP. – lipa szerokolistna

Typhaceae

Typha angustifolia L. - pałka wąskolistna

Typha latifolia L. - pałka szerokolistna

Ulmaceae

Ulmus glabra HUDS. – wiąz górski

Urticaceae

Urtica dioica L. – pokrzywa zwyczajna

Violaceae

Viola hirta L. – fiołek kosmaty

Viola reichenbachiana BOREAU – fiołek leśny.

3.1.2. Gatunki wskaźnikowe

Analiza gatunków wskaźnikowych dla poszczególnych odległości od brzegu lasu wykazała 23 gatunki wyróżniające, dla których podano wartość wskaźnika (IndVal) wraz z istotnością statystyczną (Tab. 1). Dla odległości do 5 m od brzegu lasu wskazano 19 gatunków, natomiast dla odległości do 60 m – 2 gatunki, dla odległości 20 m – 5 gatunków, dla odległości 40 m – 2 gatunki, dla odległości 60 m – 3 gatunki, dla strefy wewnętrznej lasu – od odległości 100 m – 1 gatunek. Wśród gatunków o najwyższej wartości wskaźnika występującej w strefie ekotonowej występowały: *Sambucus nigra* (0.410), *Alnus glutinosa* (0.398), *Phragmites australis* (0.323), natomiast w strefie wewnętrznej lasu *Quercus petraea* (0.306).

Analiza gatunków wskaźnikowych pod względem wybranych siedlisk wykazała 19 gatunków wskaźnikowych dla ekotonów leśnych graniczących ze zbiornikami wodnymi, 7 gatunków wskaźnikowych dla ekotonów leśnych graniczących z polami uprawnymi, 18 gatunków wskaźnikowych dla ekotonów leśnych graniczących z terenami przemysłowymi oraz 11 wspólnych gatunków wskaźnikowych dla ekotonów graniczących ze zbiornikami wodnymi oraz polami uprawnymi. Dla ekotonów leśnych graniczących ze zbiornikami wodnymi gatunkami wskaźnikowymi o najwyższej wartości wskaźnika były *Polytrichum commune* (0.467), również *Alnus glutinosa* (0.445), *Phalaris arundinacea* (0.367), a także *Agrostis capillaris* (0.363). W ekotonach leśnych graniczących z polami uprawnymi były to gatunki z rodzaju *Rubus sp.* (0.573), *Quercus rubra* (0.474), *Carex remota* (0.333). W ekotonach leśnych graniczących z terenami przemysłowymi: *Cornus sanguinea* (0.585), *Padus serotina* (0.464), *Calamagrostis arundinacea* (0.445). Wśród wspólnych gatunków wskaźnikowych zarówno dla ekotonów przy zbiornikach wodnych oraz przy polach uprawnych znalazły się takie gatunki jak: *Frangula alnus* (0.716), *Sorbus aucuparia* (0.616), *Vaccinium myrtillus* (0.414) (Tab. 1, Tab. 2, Tab. 3, Tab. 4, Tab. 5).

Tab. 1. Wykaz gatunków wskaźnikowych dla poszczególnych odległości od brzegu lasu wraz z wartością wskaźnika (Indicator Value) i istotnością statystyczną.

Nazwa gatunkowa	Odległość od brzegu lasu (m)	Wartość wskaźnika (IndVal)	Prawdopodobieństwo (pvalue)	
			Istotność statystyczna	
<i>Alnus glutinosa</i>	0	0.398	0.005	**
<i>Phragmites australis</i>	0	0.323	0.005	**
<i>Urtica dioica</i>	0	0.322	0.005	**
<i>Humulus lupulus</i>	0	0.317	0.005	**
<i>Iris pseudacorus</i>	0	0.265	0.010	**
<i>Lycopus europaeus</i>	0	0.250	0.005	**
<i>Calamagrostis epigejos</i>	0	0.249	0.010	**
<i>Glyceria maxima</i>	0	0.245	0.005	**
<i>Scirpus sylvaticus</i>	0	0.237	0.005	**
<i>Bidens tripartita</i>	0	0.229	0.010	**
<i>Fraxinus excelsior</i>	0	0.229	0.005	**
<i>Humulus lupulus</i>	0	0.196	0.025	*
<i>Juncus conglomeratus</i>	0	0.192	0.050	*
<i>Sambucus nigra</i>	0 - 5	0.410	0.005	**
<i>Cerasus avium</i>	0 - 5	0.229	0.020	*
<i>Lonicera xylosteum</i>	0 - 5	0.225	0.025	*
<i>Myosoton aquaticum</i>	5	0.234	0.005	**
<i>Lysimachia nummularia</i>	5	0.229	0.020	*
<i>Peucedanum palustre</i>	5	0.199	0.040	*
<i>Maianthemum bifolium</i>	0 - 60	0.309	0.03	*
<i>Deschampsia caespitosa</i>	0 - 60	0.287	0.03	*
<i>Salix caprea</i>	20	0.229	0.005	**
<i>Quercus petraea</i>	100 - 200	0.306	0.005	**

Tab. 2. Wykaz gatunków wskaźnikowych dla ekotonów leśnych graniczących ze zbiornikami wodnymi wraz z wartością wskaźnika (Indicator Value) i istotnością statystyczną.

Nazwa gatunkowa	Wartość wskaźnika (IndVal)	Prawdopodobieństwo (pvalue)	
		Istotność statystyczna	
<i>Polytrichum commune</i>	0.467	0.005	**
<i>Alnus glutinosa</i>	0.445	0.005	**
<i>Phalaris arundinacea</i>	0.367	0.005	**
<i>Agrostis capillaris</i>	0.363	0.005	**
<i>Humulus lupulus</i>	0.333	0.005	**
<i>Equisetum sylvaticum</i>	0.324	0.005	**
<i>Phragmites australis</i>	0.267	0.005	**
<i>Lonicera xylosteum</i>	0.252	0.005	**
<i>Plagiomnium affine</i>	0.236	0.005	**
<i>Scirpus sylvaticus</i>	0.236	0.005	**
<i>Sphagnum sp.</i>	0.236	0.010	**
<i>Molinia caerulea</i>	0.220	0.010	**
<i>Glyceria maxima</i>	0.218	0.010	**
<i>Luzula luzuloides</i>	0.218	0.015	*
<i>Lycopus europaeus</i>	0.199	0.015	*
<i>Myosoton aquaticum</i>	0.199	0.020	*
<i>Adoxa moschatellina</i>	0.178	0.035	*
<i>Iris pseudacorus</i>	0.178	0.040	*
<i>Lemna minor</i>	0.178	0.050	*

Tab. 3. Wykaz gatunków wskaźnikowych dla ekotonów leśnych graniczących z polami uprawnymi wraz z wartością wskaźnika (Indicator Value) i istotnością statystyczną.

Nazwa gatunkowa	Wartość wskaźnika (IndVal)	Prawdopodobieństwo (pvalue)	
		Istotność statystyczna	
<i>Rubus sp.</i>	0.573	0.005	**
<i>Quercus rubra</i>	0.474	0.005	**
<i>Carex remota</i>	0.333	0.005	**
<i>Acer platanoides</i>	0.301	0.005	**
<i>Juglans regia</i>	0.192	0.050	*
<i>Luzula sp.</i>	0.192	0.030	*
<i>Prunus spinosa</i>	0.192	0.015	*

Tab. 4. Wykaz gatunków wskaźnikowych dla ekotonów leśnych graniczących z terenami przemysłowymi wraz z wartością wskaźnika (Indicator Value) i istotnością statystyczną.

Nazwa gatunkowa	Wartość wskaźnika (IndVal)	Prawdopodobieństwo (pvalue)	
		Istotność statystyczna	
<i>Cornus sanguinea</i>	0.585	0.005	**
<i>Padus serotina</i>	0.464	0.005	**
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	0.445	0.005	**
<i>Hepatica nobilis</i>	0.397	0.005	**
<i>Rubus plicatus</i>	0.385	0.005	**
<i>Euonymus verrucosa</i>	0.360	0.005	**
<i>Rubus hirtus</i>	0.360	0.005	**
<i>Crataegus monogyna</i>	0.347	0.005	**
<i>Glechoma hederacea</i>	0.291	0.005	**
<i>Lamium maculatum</i>	0.289	0.005	**
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	0.287	0.005	**
<i>Padus avium</i>	0.272	0.005	**
<i>Cerasus avium</i>	0.236	0.005	**
<i>Mycelis muralis</i>	0.236	0.010	**
<i>Carpinus etulus</i>	0.227	0.020	*
<i>Crataegus rhipidophylla</i>	0.215	0.010	**
<i>Pinus sylvestris</i>	0.181	0.050	*
<i>Epipactis atrorubens</i>	0.167	0.040	*

Tab. 5. Wykaz gatunków wskaźnikowych wspólnych dla ekotonów leśnych graniczących ze zbiornikami wodnymi i polami uprawnymi wraz z wartością wskaźnika (Indicator Value) i istotnością statystyczną.

Nazwa gatunkowa	Wartość wskaźnika (IndVal)	Prawdopodobieństwo (pvalue)	
		Istotność statystyczna	
<i>Frangula alnus</i>	0.716	0.005	**
<i>Sorbus aucuparia</i>	0.616	0.005	**
<i>Vaccinium myrtillus</i>	0.414	0.005	**
<i>Dryopteris carthusiana</i>	0.400	0.005	**
<i>Sambucus nigra</i>	0.398	0.005	**
<i>Maianthemum bifolium</i>	0.364	0.005	**
<i>Deschampsia caespitosa</i>	0.358	0.005	**
<i>Lysimachia vulgaris</i>	0.336	0.005	**
<i>Hypnum cupressiforme</i>	0.270	0.005	**
<i>Euonymus europaea</i>	0.236	0.025	*
<i>Pleurozium schreberi</i>	0.236	0.025	*

3.2. Charakterystyka zbiorowisk roślinnych

W wyniku analizy fitosocjologicznej wyznaczonych pól badawczych transektów wyodrębniono 6 zespołów i 3 zbiorowiska roślinne w randze fitocenonu.

3.2.1. Klasyfikacja wyróżnionych zbiorowisk roślinnych

Klasa: *Vaccinio-Piceetea* Br.-Bl. 1939

Rząd: *Cladonio-Vaccinietalia* Kiell.-Lund 1967

Związek: *Dicrano-Pinion* W.Mat. 1962

Podzwiązek: *Dicrano-Pinenion* Seibert in Oberd. (ed.) 1992

Zespół: *Leucobryo-Pinetum* W.Mat. (1962) W.Mat. et J.Mat. 1973

Zespół: *Quercu roboris-Pinetum* (W.Mat. 1981) J.Mat. 1988

Klasa: *Quercu-Fagetea* Br.-Bl. et Vlieg. 1937

Rząd: *Fagetalia sylvaticae* Pawł. in Pawł., Sokoł. et Wall. 1928

Związek: *Alno-Ulmion* Br.-Bl. et R.Tx. 1943

Zbiorowisko: *Fraxinus excelsior*

Zbiorowisko: *Alnus glutinosa*

Związek: *Carpinion betuli* Issl. 1931 em. Oberd. 1953

Zespół: *Tilio cordatae-Carpinetum betuli* Tracz. 1962

Związek: *Fagion sylvaticae* R.Tx. et Diem. 1936

Podzwiązek: *Luzulo-Fagenion* (Lohm. ex R. Tx. 1954) Oberd. 1957

Zespół: *Luzulo pilosae-Fagetum* W. Mat. et A. Mat. 1973

Podzwiązek: *Cephalanthero-Fagenion* R. Tx. 1955

Zbiorowisko: *Fagus sylvatica-Crucjata glabra*

Wyróżniono również jednostki o trudnej do określenia przynależności syntaksonomicznej:

Zbiorowisko *Betula pendula*

Zbiorowisko *Padus avium*

3.2.2. Opis zbiorowisk

3.2.3. *Leucobryo-Pinetum* W.Mat. (1962) W.Mat. et J.Mat. 1973 – suboceaniczny bór świeży

Suboceaniczny bór świeży charakteryzuje się mniejszym bogactwem gatunkowym w porównaniu do subkontynentalnego boru świeżego *Peucedano-Pinetum* stanowiącego jego wikariant. Wykształca się m.in. na Nizinie Śląskiej. Zajmuje gleby bielicowe lub skrytobielicowe ubogie w składniki pokarmowe, piaszczyste. Głównie o niskim poziomie wód gruntowych (Matuszkiewicz 2007; Romańczyk i Wilczek 2019).

Płaty *Leucobryo-Pinetum* różniące się nieco fizjonomią wyróżniono w Kotlinie Raciborskiej w okolicach kopalni piasku „Kotlarnia” oraz na Płaskowyżu Rybnickim.

W Kotlinie Raciborskiej zbiorowisko to przejawiało silny wpływ antropogeniczny w postaci wysokiego prześwietlenia warstwy runa, który był spowodowany znacznym przeredzeniem drzewostanu. W warstwie drzew przeważała sosna zwyczajna *Pinus sylvestris*, w warstwie podszytu znajdowała się brzoza omszona *Betula pubescens*. Gatunkami towarzyszącymi była również brzoza brodawkowata *Betula pendula*, jarzab pospolity *Sorbus aucuparia*, kruszyna pospolita *Frangula alnus* w warstwie krzewów. Znaczny udział miały także krzewinki *Vaccinium myrtillus*. Obecność gatunków z rodzaju *Rubus sp.* miejscami dosyć licznie występującymi świadczy o stwierdzonym prześwietleniu runa i postępującej frutycetyzacji (Romańczyk i in. 2016). W warstwie runa obficie występował śmiełek pogięty *Deschampsia flexuosa*, który jest gatunkiem diagnostycznym dla omawianego zespołu, w wielu polach badawczych określał fizjonomię całego runa. W pozostałych polach badawczych, gdzie warstwa podszytu i drzewostanu było bardziej rozwinięta, śmiełek ustępował warstwie mszystej, miejscami

bardzo dobrze rozwiniętej w skład której wchodził bardzo liczny krótkosz szorstki *Brachythecium rutabulum* oraz mniej liczny płożymerzyk pokrewny *Plagiomnium affine*.

Obecność trzęślicy modrej *Molinia caerulea* oraz brzozy omszonej *Betula pubescens* w wybranych polach badawczych tego zespołu świadczy o występowaniu miejscami siedlisk wilgotniejszych a także żyzniejszych, co potwierdza obecność borówki czarnej *Vaccinium myrtillus* i szczawika zajęczego *Oxalis acetosella*. W obrębie badanego zbiorowiska wyróżnia się kilka wariantów w zależności od występujących stosunków wodnych i warunków topoklimatycznych, które mają swoje odzwierciedlenie w różnicach w pokryciu i składzie gatunkowym, co było bardzo dobrze widoczne w obrębie badanego transektu.

Natomiast zbiorowisko *Leucobryo-Pinetum* opisywane na terenie Płaskowyzu Rybnickiego wykazało wyższe bogactwo florystyczne. Pomimo dobrze rozwiniętej warstwy mszystej składającej się z takich gatunków jak: rókietnik pospolity *Pleurozium schreberi*, krótkosz szorstki *Brachythecium rutabulum* z domieszką widłozębu miotlastego *Dicranum scoparium* oraz rókietu cyprysowatego *Hypnum cupressiforme*, warstwa zielna również wykazywała się wysoką różnorodnością. W skład warstwy runa wchodziła mietlica pospolita *Agrostis capillaris*, przytulia okrągłolistna *Galium rotundifolium*, narecznica krótkoostna *Dryopteris carthusiana*, pszeniec zwyczajny *Melampyrum pratense*, poziomka pospolita *Fragaria vesca*, Inica pospolita *Linaria vulgaris* oraz siódmaczek leśny *Trientalis europea*. Pokrycie osobników stwierdzonych gatunków było stosunkowo równomierne. Mozaikę różnobarwnych roślin uzupełniał wrzos zwyczajny *Calluna vulgaris* oraz borówki *Vaccinium myrtillus*, *Vaccinium vitis-idaea*, tworząc bardzo atrakcyjny leśny krajobraz.

3.2.4. *Quercus robur*-*Pinetum* (W.Mat. 1981) J.Mat. 1988 – kontynentalny bór mieszany

Kontynentalny bór mieszany obejmuje zbiorowiska leśne dębowo-sosnowe w typie siedliskowym świeżego i częściowo wilgotnego boru mieszanego. Drzewostan jest raczej bezbukowy i bezświerkowy. Wykształca się zazwyczaj na nieznacznie zbielicowanych glebach o średniej trofii gliniasto-piaszczystych. Charakteryzuje się mniejszym zakwaszeniem niż zbiorowiska borów sosnowych. Jest często spotykanym zbiorowiskiem w centralnej i wschodniej Polsce. Pomimo, że nie posiada gatunków charakterystycznych zbiorowisko te ma dosyć charakterystyczną strukturę drzewostanu.

Ważnym składnikiem jest obecność dębu szypułkowego *Quercus robur*. W składzie runa dominują gatunki borowe z klasy *Vaccinio-Piceetea*, jednakże występują także gatunki lasów liściastych z klasy *Quercio-Fagetea* (Matuszkiewicz 2007; Romańczyk i Wilczek 2019).

Zbiorowisko to występowało często w badanych płatach zarówno na Płaskowyżu Rybnickim jak również na terenie Równiny Pszczyńskiej oraz Garbu Tenczyńskiego. Często siedliska te rozciągały się w obrębie całego badanego transektu, pomimo występujących fluktuacji w pokryciu stwierdzonych gatunków.

Płaty *Quercus roboris-Pinetum* stwierdzone na obszarze Garbu Tenczyńskiego w składzie drzewostanu i podszytu posiadały wiele gatunków lasów liściastych, co może wskazywać na wyższą trofię siedliska ze względu na obecność skał wapiennych. Oprócz obecności sosny zwyczajnej *Pinus sylvestris* i dębu szypułkowego *Quercus robur* występował również dereń świdwa *Cornus sanguinea*, gatunki z rodziny *Crataegus sp.* oraz trzmielina brodawkowata *Euonymus verrucosa*. Badane zbiorowiska wykazywały różne formy degeneracji. O początkowej fazie neofityzacji spowodowanej wkraczaniem gatunków obcych świadczy obecność takich gatunków jak: czeremcha amerykańska *Prunus serotina*, dąb czerwony *Quercus rubra*, porzeczka zwyczajna *Ribes rubrum*, nawłóć kanadyjska *Solidago canadensis*. Ponadto niektóre pola badawcze charakteryzowały się nadmiernie rozwiniętą warstwą krzewów, gdzie dominowały osobniki z rodzaju *Rubus sp.* wskazujące na fruticetyzację płatów. Również dominacja turzycy drżączkowatej *Carex brizoides*, która wypierała inne gatunki warstwy zielnej spowodowała cespityzację fitocenozy zbiorowiska (Romańczyk i in. 2016). Szczególnie, nakładanie się tych form degeneracji było widoczne w transekcie przeprowadzonym w okolicy Kopalni odkrywkowej Dolomitu „Bołęcin”.

Płaty zbiorowiska stwierdzone na Płaskowyżu Rybnickim zlokalizowane w pobliżu zbiorników wodnych wykazywały wysokie bogactwo florystyczne wskazując swoim składem gatunkowym na podzespół trzęślicowy *Quercus roboris-Pinetum molinietosum* wyróżniając się obecnością: topoli osiki *Populus tremula*, brzozy omszonej *Betula pubescens*, trzęślicy modrej *Molinia caerulea*, tojeści pospolitej *Lysimachia vulgaris* i rozesłanej *Lysimachia nummularia* oraz gatunków z rodziny *Sphagnum sp.* Jedynie pola badawcze położone w okolicy zalewu Gzel wykazywały wpływ antropogeniczny poprzez obecność kenofitów takich jak: orzech włoski *Juglas regia*, kasztanowiec pospolity *Aesculus hippocastanum*, tatarak zwyczajny *Acorus calamus*, trzcina pospolita *Phragmites australis*. Natomiast pola badawcze zlokalizowane w pobliżu pól uprawnych

wykazały wysoki wpływ gospodarki leśnej polegającej na wprowadzaniu dęba czerwonego *Quercus rubra* w warstwie drzewostanu oraz jego licznym udziałem w warstwie podszytu wypierając naturalnie występujący dąb szypułkowy *Quercus robur*. Również fizjonomia i bogactwo gatunkowe warstwy zielnej jest widocznie zubożone, co wynika ze zmienionych właściwości ściółki leśnej wykształcającej się pod okapem dębu czerwonego. Widoczna jest dominacja orlicy pospolitej *Pteridium aquilinum* lub turzycy drżączkowej *Carex brizoides*, co wskazuje na cespityzację warstwy runa. Kenofityzacja zaznacza się również w postaci obecności takich gatunków jak: robinia akacja *Robinia pseudoacacia*, orzech włoski *Juglans regia*, czeremcha amerykańska *Padus serotina* (Romańczyk i in. 2016). W warstwie mszystej występuje głównie krótkosz szorstki *Brachythecium rutabulum*.

Na szczególną uwagę zasługują pola badawcze kontynentalnego boru mieszanego zlokalizowane na Równinie Pszczyńskiej w okolicach Jeziora Wicie. Warstwa drzewostanu wykazuje wysokie zróżnicowanie gatunkowe nawiązując do lasu liściastego z klasy *Quercus-Fagetea*. Warstwa krzewów stanowi naturalne odnowienie gatunków występujących w warstwie drzewostanu. Warstwę runa leśnego i mszystą tworzą w znacznym udziale gatunki rzadkie lub chronione takie jak: płonnik pospolity *Polytrichum commune*, widłoząb miotlasty *Dicranum polysetum*, gatunki z rodzaju *Sphagnum sp.*, rokiennik pospolity *Pleurozium schreberi*, piżmaczek wiosenny *Adoxa moschatellina* i salwinia pływająca *Salvinia natans* występująca na pograniczu z jeziorem. Natomiast zbiorowiska *Quercus roboris-Pinetum* stwierdzone na Równinie Pszczyńskiej zlokalizowane w sąsiedztwie pól uprawnych pomimo mniejszego bogactwa gatunkowego wykazywały tylko w strefie brzeżnej lasu formę degeneracji w postaci nadmiernego udziału turzycy drżączkowej *Carex brizoides*. Cespityzacja utrzymywała się w odległości do 5 m od brzegu lasu. W warstwie drzew przeważała sosna zwyczajna *Pinus sylvestris* wraz z domieszką takich gatunków jak: dąb szypułkowy *Quercus robur* i bezszypułkowy *Quercus petraea*, brzoza brodawkowata *Betula pendula*, jarząb pospolity *Sorbus aucuparia* i in. Warstwę krzewów stanowiła głównie kruszyna pospolita *Frangula alnus*, natomiast w strefie głębokiego lasu ustępowała borówce czarnej *Vaccinium myrtillus*, ponadto w warstwie podszytu występowały naturalnie odnawiające gatunki drzewostanu. W warstwie zielnej i w obrębie całego transektu zazwyczaj przeważała orlica pospolita *Pteridium aquilinum*, jednakże występowały również takie gatunki jak: szczawik zajęczy *Oxalis acetosella*, konwalijka dwulistna *Maianthemum bifolium*. Warstwa mszysta wykazywała również znaczny udział głównie w postaci

krótkosza szorstkiego *Brachythecium rutabulum* Wśród gatunków objętych ochroną częściową możemy tutaj wyróżnić trzy gatunki mchów: płonnik pospolity *Polytrichum commune*, rókietnik pospolity *Pleurozium schreberi*, widłoząb kędzierzawy *Dicranum polysetum*.

3.2.5. Zbiorowisko: *Fraxinus excelsior* z *Alno-Ulmion* – zbiorowisko jesionu wyniosłego

Eutroficzne i higrofilne zbiorowiska lasów jesionowo-olszowych z bujnym wielowarstwowym runem o charakterze ziołoroślowym występują zazwyczaj w dolinach cieków wodnych na organiczno-mineralnych glebach, czarnoziem, zasilanych przez wysoki poziom ruchliwych wód gruntowych, jednakże bez tendencji do stagnacji. Fitocenozy występują zwykle fragmentarycznie z powodu wykorzystania siedlisk lasów łągowych pod użytki rolne lub zostają przekształcone w wyniku działania gospodarki leśnej. Lasy łągowe charakteryzują się niekępokową strukturą i obecnością licznych gatunków charakterystycznych dla klasy *Quercu-Fagetea* i rzędu *Fagetalia* oraz wielu nitrofilnych i eutroficznych gatunków. Wykazują się ponadto aktywnością biologiczną i silnym zmineralizowaniem górnych poziomów gleby (Matuszkiewicz 2007; Romańczyk i Wilczek 2019).

Stwierdzone zbiorowisko jesionu wyniosłego *Fraxinus excelsior* jest lasem łągowym ze związku *Alno-Ulmion*. Jego fitocenozy zajmują sąsiedztwo koryta rzecznej Odry, jednakże są położone nieco wyżej przez co nie podlegają zalewom. Nie są jednak wykształcone w sposób typowy dla łągów jesionowo-olszowych, w związku z czym nie ma podstaw by dokonać takiej klasyfikacji. Zbiorowisko tego typu obserwowane było tylko na jednym stanowisku w Tworkowie w sąsiedztwie terenów przemysłowych zakładów Alas Utex.

Drzewostan w zbiorowisku *Fraxinus excelsior* buduje przed wszystkim jesion wyniosły *Fraxinus excelsior* i klon jawor *Acer pseudoplatanus* z domieszką lipy szerokolistnej *Tilia platyphyllos*. Wymienione tu gatunki odbiegają od typowego składu płatów *Fraxino-Alnetum*. Podszyt wykształcony jest w niejednolity sposób. Czeremcha amerykańska *Padus serotina* i dziki bez czarny *Sambucus nigra* stanowią podstawę składu warstwy krzewów. Towarzyszy im gatunek drzewostanowy klon jawor *Acer pseudoplatanus*. Runo natomiast jest bujne i zwarte. Jego średnie pokrycie zawiera się w przedziale 75 – 100%. Składnikami warstwy zielonej obserwowanymi z najwyższą

ilościowością są: pokrzywa zwyczajna *Urtica dioica*, bluszcz kurdybanek *Glechoma hederacea*, jasnota plamista *Lamium maculatum*, czartawa pospolita *Circaea lutetiana*, podagrycznik pospolity *Aegopodium podagraria*, kokoryczka wielokwiatowa *Polygonatum multiflorum*, czyściec leśny *Stachys sylvatica*, poziwnik miękkowłosy *Galeopsis pubescens*, kuklik pospolity *Geum urbanum*, lecz także wykazujące tendencje do kolonizacji: niecierpek drobnokwiatowy *Impatiens parviflora*. Warstwa mszysta w żadnym z pól badawczych nie zajmuje znaczącej powierzchni.

W żadnym z przebadanych pól badawczych nie odnaleziono, charakterystycznej dla zespołu, czartawy drobnej *Circaea alpina* ani gatunków wyróżniających co wskazuje na degenerację siedlisk wywołaną działalnością człowieka, w tym również prowadzoną gospodarką leśną. Znaczne obawy budzi postępująca unifikacja i zubożenie bogactwa florystycznego fitocenoz.

3.2.6. Zbiorowisko: *Alnus glutinosa* z *Alno-Ulmion* - zbiorowisko olszy czarnej

Zbiorowisko *Alnus glutinosa* z *Alno-Ulmion* wyznaczono na podstawie dominacji olszy czarnej *Alnus glutinosa* w polu badawczym. Z powodu wysokiej degeneracji siedliska doszło do zubożenia gatunkowego, które w niektórych przypadkach było tak nasilone, że uniemożliwiało dokonanie kwalifikacji do wyższych jednostek syntaksonomicznych. Zbiorowisko *Alnus glutinosa* obejmuje całkowicie dwa transekty zlokalizowane w Dolinie Górnej Wisły oraz jedno pole badawcze na Płaskowyżu Rybnickim.

Pole badawcze na Płaskowyżu Rybnickim bezpośrednio graniczyło ze zbiornikiem wodnym – zalewem Gzel. Charakteryzowało się niewielkim nachyleniem podłoża. Nie wykazywało śladów struktury kępkowo-dolinkowej, raczej nie obejmowało terenów podmokłych, z okresowo stagnującą wodą typowych dla olesów. Widoczne były wyraźne ślady ludzkiej penetracji. Drzewostan składał się z olszy czarnej *Alnus glutinosa*, a także wysoki udział miał jesion wyniosły *Fraxinus excelsior*, gatunki z rodzaju *Salix sp.* oraz kenofity: orzech włoski *Juglans regia* i kasztanowiec pospolity *Aesculus hippocastanum* potwierdzające antropopresję. Warstwa krzewów składała się z podrostu warstwy drzew. Występowały również takie gatunki jak: dziki bez czarny *Sambucus nigra* i chmiel zwyczajny *Humulus lupulus*. Warstwa zielna wykazywała dosyć równomierny udział wielu gatunków wśród nich możemy wyróżnić: tojeść pospolitą *Lysimachia vulgaris*,

Equisetum sylvaticum, szczawika zajęczego *Oxalis acetosella*, sitowie leśne *Scirpus sylvaticus*, wietlicę samiczą *Athyrium filix-femina* i in. Warto zaznaczyć również fakt występowania kolejnego kenofitu, który często wnika do siedlisk naturalnych i antropogenicznych – tataraku zwyczajnego *Acorus calamus*. Warstwa mszysta jest tu reprezentowana przez takie gatunki jak: płonnik pospolity *Polytrichum commune*, widłoząb kędzierzawy *Dicranum polysetum* i płaskomerzyk pokrewny *Plagiomnium affine*.

Transekt zlokalizowany na obszarze Doliny Górnej Wisły, graniczący z jeziorem Goczałkowickim nie wykazywał śladów ludzkiej penetracji. Warstwa drzewostanu zbudowana jest z olszy czarnej *Alnus glutinosa*, gatunków z rodzaju *Salix sp.*, wysoki udział ma także brzoza brodawkowata *Betula pendula*, występuje także lipa drobnolistna *Tilia cordata*. W skład warstwy krzewów oprócz podrostu drzew wchodzi także: wiciokrzew pospolity *Lonicera xylosteum*, kruszyna pospolita *Frangula alnus* oraz olsza szara *Alnus incana*. Warto zaznaczyć, że brzeg lasu porośnięty jest przez inwazyjny kenofit rdestowca ostrokończystego *Reynoutria japonica*, o najwyższej kategorii inwazyjności. Stanowi on bardzo wysokie zagrożenie dla tego siedliska ponieważ potrafi szybko kolonizować duże obszary tworząc rozległe łany (Tokarska-Guzik i in. 2012). Warstwa zielna głównie zbudowana jest z gatunków trawiastych. Często występuje: mozga trzcinowata *Phalaris arundinacea*, mietlica pospolita *Agrostis capillaris*, trzęślica modra *Molinia caerulea* oraz sit rozpierschły *Juncus effusus*. Ponadto odnotowano wietlicę samiczą *Athyrium filix-femina*, sitowie leśne *Scirpus sylvaticus*, tojeść pospolitą *Lysimachia vulgaris* czy szczaw tępolistny *Rumex obtusifolius*. W warstwie mszystej istotnym gatunkiem jest płaskomerzyk pokrewny *Plagiomnium affine*. Występują również gatunki z rodzaju *Brachythecium sp.* Niewątpliwie siedlisko zostało zdegenerowane poprzez tworzenie rowów melioracyjnych, jednakże miejscami wykazuje strukturę zbliżoną do kępkowo-dolinkowej.

Najbardziej zubożone florystyczne zbiorowisko *Alnus glutinosa* z Doliny Górnej Wisły stwierdzono w okolicach Gołysza, nad zbiornikiem wodnym – Staw Nowy Wielki. Warstwę drzew tworzyła głównie olsza czarna *Alnus glutinosa* z niewielką domieszką dęba bezszypułkowego *Quercus petraea* i brzozy brodawkowatej *Betula pendula*. W warstwie krzewów oprócz olszy obecna była także kruszyna pospolita *Frangula alnus*, natomiast nad brzegiem zbiornika wodnego występował chmiel zwyczajny *Humulus lupulus*. Największe zubożenie wykazuje warstwa zielna zbudowana głównie z turzycy drzączkowatej *Carex brizoides* oraz orlicy pospolitej *Pteridium aquilinum*. Miejscami,

szczególnie nad brzegiem zbiornika występuje również pokrzywa zwyczajna *Urtica dioica* oraz inwazyjne kenofity: niecierpek gruczołowaty *Impatiens glandulifera* i niecierpek drobnokwiatowy *Impatiens parviflora* a także rudbekia naga *Rudbeckia laciniata*. Brak gatunków diagnostycznych uniemożliwił klasyfikację fitocenoz do zespołu. Badane siedlisko niewątpliwie miało charakter wilgotny oraz żyzny. Występowały w sąsiedztwie wały, nasypy i rowy melioracyjne. W okolicy widoczne były ślady po miejscowej zrywce drzew. Dominacja w runie turzycy drżączkowej *Carex brizoides* świadczy o cespityzacji zbiorowiska, degeneracji fitocenozy leśnej skutkującej zanikiem gatunków diagnostycznych i skrajnego zubożenia florystycznego (Romańczyk i in. 2016). Turzyca wraz z orlicą pospolitą *Pteridium aquilinum* wykazały ujednociający fizjonomicznie wpływ na strukturę lasu ograniczając żywotność i liczebność pozostałych gatunków leśnych. Zapewne istotny wpływ miało tutaj obniżenie poziomu wód gruntowych za pomocą rowów melioracyjnych.

Fitocenozy zbiorowiska *Alnus glutinosa* obserwowane były także w Szczekowicach przy stawach Płowik, w obrębie których występowały rowy melioracyjne, prowadzono intensywną gospodarkę leśną oraz występowały wyraźne ślady penetracji ludzkiej.

Drzewostan w opisywanej jednostce buduje głównie olsza czarna *Alnus glutinosa*. Towarzyszy jej czeremcha amerykańska *Padus serotina* oraz w pojedynczych przypadkach brzoza brodawkowata *Betula pendula* oraz sosna zwyczajna *Pinus sylvestris*. Wysoki udział w podszyciu stanowi związana z wilgotnymi siedliskami kruszyna pospolita *Frangula alnus* oraz podrost olszy czarnej *Alnus glutinosa* i czeremchy amerykańskiej *Padus serotina*. Rzadziej pojawia się chmiel zwyczajny *Humulus lupulus*, dziki bez czarny *Sambucus nigra* i jarzab pospolity *Sorbus aucuparia*. Najczęściej spotykanym w warstwie zielnej gatunkiem jest wietlica samicza *Athyrium filix-femina* występuje także: poziewnik szorstki *Galeopsis tetrahit*, manna mielec *Glyceria maxima*, uczepek trójlistkowy *Bidens tripartita*, psianka słodkogórz *Solanum dulcamara*, glistnik jaskółcze ziele *Chelidonium majus*, kosaciec żółty *Iris pseudacorus*, sitowie leśne *Scirpus sylvaticus*, pałka wąskolistna *Typha angustifolia*, turzyca ciborowata *Carex bohemica*, wąkrota zwyczajna *Hydrocotyle vulgaris* oraz siedmiopalecznik błotny *Comarum palustre*. Obserwowano silną fruticetyzację runa, w którym malina właściwa *Rubus idaeus* osiągała wysokie pokrycie. Warstwę mszystą stanowią: rokietnik pospolity *Pleurozium schreberi* oraz krótkosz pospolity *Brachythecium rutabulum*.

Zbiorowisko cechuje się znacznym zubożeniem florystycznym, nadmiernym rozwojem jeżyn w wyniku prześwietlenia drzewostanu co wskazuje na degenerację siedliska.

3.2.7. *Tilio cordatae-Carpinetum betuli* Tracz. 1962 – grąd subkontynentalny

Wielogatunkowy las lipowo-dębowo-grabowy *Tilio cordatae Carpinetum betuli* jest uznany za najbardziej wielopostaciowe zbiorowisko leśne w Polsce z powodu wielkiej plastyczności ekologicznej. Na obszarze Polski stanowi zbiorowisko klimaksowe i optymalne, z tego też powodu występuje aż w pięciu odmianach geograficznych oraz wielu wariantach z powodu wielkiej zmienności lokalnosiedliskowej związanej ze zmiennością wilgotnościową i troficzną gleby (Matuszkiewicz 2007). *Tilio cordatae-Carpinetum betuli* ogólnie ujmowany jest w typie siedliskowym lasu świeżego i wilgotnego jako postać wschodnioeuropejska i subkontynentalna. To najbardziej wielopostaciowe zbiorowisko leśne w Polsce często ujmowane jest w trzech grupach podzespołów: grądy wysokie (suche i mezotroficzne), grądy typowe (gleby świeże i eutroficzne), grądy niskie (gleby wodogruntowo wilgotne) W zależności od typów gleby, rodzaju podłoża, form terenu mezotroficzności lub eutroficzności wyróżniają się odmienne formacje florystyczne. Niestety z powodu intensywnego rozwoju gospodarki rolnej wiele terenów o formacji lasów grądowych zostało przeznaczone na użytki rolnej. Pozostałe zbiorowiska klimaksowe często w wyniku prowadzonej gospodarki leśnej są znacząco przekształcone (Romańczyk i Wilczek 2019).

Płaty *Tilio cordatae-Carpinetum betuli* stwierdzono w obrębie dwóch transektów zlokalizowanych na terenie Płaskowyżu Rybnickiego. Oba zbiorowiska rozpoczynały się na siedlisku graniczącym z polem uprawnym.

Grądy typowe zostały rozpoznane w obrębie pól badawczych w miejscowości Czyżowice. W warstwie drzew wysoki udział miał dąb bezszypułkowy *Quercus petraea* oraz buk zwyczajny *Fagus sylvatica* wraz z domieszką takich gatunków jak: dąb czerwony *Quercus rubra*, dąb szypułkowy *Quercus robur*, grab pospolity *Carpinus betulus*, klon jawor *Acer pseudoplatanus* i kenofitu – czeremchy amerykańskiej *Prunus serotina*. Bardzo wysoki udział w warstwie krzewów szczególnie na brzegu lasu osiągał bez czarny *Sambucus nigra*, co może być przejawem rozpoczynającej się fruticetyzacji wraz z obecnością gatunków z rodziny *Rubus sp.* Ponadto warstwa krzewów była utworzona również przez kruszynę pospolitą *Frangula alnus* oraz gatunki stanowiące

drzewostan dojrzały. Niemal na długości całego transektu w warstwie zielnej występowała turzyca drżączkowata *Carex brizoides*, co może przemawiać za podzespołem turzycowym *Tilio cordatae-Carpinetum betuli caricetosum brizoides* chociaż znacząca obecność turzycy może być raczej przejawem degeneracji zbiorowiska niż wskaźnikiem warunków lokalnosiedliskowych (Cabała 1990; Romańczyk i in. 2016). Innymi gatunkami warstwy zielnej mającymi znaczny udział był gajowiec żółty *Galeobdolon luteum*, szczawik zajęczy *Oxalis acetosella*, wietlica samicza *Athyrium filix-femina*, narecznica krótkoostna *Dryopteris carthusiana* oraz wiele gatunków ogólnoleśnych. Stanowiąc wysokie zróżnicowanie florystyczne. W warstwie mszystej najczęściej występującym gatunkiem był krótkosz szorstki *Brachythecium rutabulum*, rokit cyprysowaty *Hypnum cupressiforme* i będący pod ochroną częściową płonnik pospolity *Polytrichum commune*.

W przypadku transektu przeprowadzonego w Radziejowie widoczny jest znacznie większy udział buka zwyczajnego *Fagus sylvatica* oraz sosny zwyczajnej *Pinus sylvestris* w miejscu *Quercus petraea*. Domieszkę stanowi również olsza czarna *Alnus glutinosa* wraz z gatunkami stwierdzonymi w poprzednim płacie. Warstwa krzewów również nieco się różni. Kruszyna pospolita *Frangula alnus* stanowi główny składnik warstwy krzewów, a także klon jawor *Acer pseudoplatanus*. Pojawia się również borówka czarna *Vaccinium myrtillus*. W warstwie runa widoczny jest spadek liczebności gatunków. Dominantami w tej warstwie są: turzyca drżączkowata *Carex brizoides*, narecznica krótkoostna *Dryopteris carthusiana*, szczawik zajęczy *Oxalis acetosella*, wietlica samicza *Athyrium filix-femina*, występuje także konwalijka dwulistna *Maianthemum bifolium*. Warstwę mszystą tworzą: złotowłos strojny *Polytrichastrum formosum*, krótkosz szorstki *Brachythecium rutabulum* oraz żurawiec falisty *Atrichum undulatum*. Widoczne jest w tym przypadku przechodzenie gatunków z borów mieszanych. Można wnioskować przyporządkowanie owego siedliska do grądu wysokiego *Tilio cordate-Carpinetum betuli calamagrostietosum* lub do zdegenerowanego zbiorowiska *Tilio cordate –Carpinetum betuli*. Ubożenie gatunkowe oraz borowacenie runa może mieć źródło w ubóstwie zajmowanego siedliska w substancje odżywcze, występującym i zmiennym nachyleniem podłoża. Zaburzający wpływ gospodarki leśnej oraz intensywna gospodarka rolna obecna w bezpośrednim sąsiedztwie również może przyczyniać się do przekształcania siedliska grądowego, które objawia się borowaceniem runa oraz słabo wykształconą, niewyróżniającą się strefą brzeżną lasu.

3.2.8. *Luzulo pilosae-Fagetum* W. Mat. et A. Mat. 1973 – kwaśna buczyna niżowa

Luzulo pilosae-Fagetum jest zespołem wikaryzującym do acydofilnej buczyny górskiej, jednakże różni się brakiem kosmatki gajowej *Luzula luzuloides*, gatunków górskich oraz wykazuje różnice w zajmowanych regionach Polski. Lasy acydofilnej buczyny niżowej są ubogie florystycznie i zajmują siedliska obszarów niżowych. Określane są w typie siedliskowym lasu mieszanego i lasu mieszanego górskiego. Występuje na glebach płowych, brunatnych wylugowanych, kwaśnych, powstałych z piasków gliniastych, lekkich glin o różnych warunkach wilgotnościowych. Próchnica najczęściej jest w typie moder (Matuszkiewicz 2007; Romańczyk i Wilczek 2019).

Dane zbiorowisko obejmowało trzy transekty na obszarze Równiny Pszczyńskiej oraz Obniżenia Bojszowa, a także jedno pole badawcze na Płaskowyżu Rybnickim.

Zbiorowisko *Luzulo pilosae-Fagetum* stwierdzone na Równinie Pszczyńskiej było położone nad Zbiornikiem Łąka. W odległości od 10 m od brzegu lasu liczba gatunków a także ich zagęszczenie znacznie spadła tworząc siedlisko o warunkach typowych dla *Luzulo pilosae-Fagetum*. Warstwę drzewostanu stanowił buk zwyczajny *Fagus sylvatica*. W obrębie transektu tylko na niektórych polach badawczych pojedynczo występowały okazy dębu bezszypułkowego *Quercus petraea* i szypułkowego *Quercus robur*, lipy szerokolistnej *Tilia platyphyllos* czy jawora *Acer pseudoplatanus*. Warstwa krzewów poza strefą ekotonową, gdzie występuje większa liczba gatunków jest utworzą przez podrost buka, dębu bezszypułkowego na niektórych pola badawczych stwierdzono występowanie także bzu czarnego *Sambucus nigra* oraz inwazyjnego kenofitu robinii akacjowej *Robinia pseudoacacia*. Warstwa runa występowała w formie luźnych płatów trawiasto-mszystych. Nieliczne były gatunki charakterystyczne dla danej klasy, rzędu i zespołu. Do ustalenia przynależności syntaksonomicznej znaczący był brak eutroficznych gatunków leśnych oraz dominacja buka. Gatunkami tworzącymi runo leśne były pojedyncze okazy paproci: wietlicy samiczej *Athyrium filix-femina*, nercznicy szerokolistnej *Dryopteris dilatata* i nercznicy samczej *Dryopteris filix-mas*. W niektórych polach badawczych występowała konwalijka majowa *Maianthemum bifolium* lub płaty turzycy drżączkowatej *Carex brizoides*. Pokrycie warstwy zielnej wynosiło średnio 20%. Warstwę mszystą tworzył głównie płonnik pospolity *Polytrichum commune* utrzymujący średnio 10% pokrycie, jednakże nie występujący we wszystkich pola badawczych wyznaczonego transektu. będący pod ochroną częściową. W przypadku

tego siedliska widoczny był istotny wpływ antropopresji, poprzez obecność kenofitów, w tym również niecierpka drobnokwiatowego *Impatiens parviflora*, widoczną aktywność turystyczną, silną gospodarkę leśną prowadzącą nasadzenia.

Transekt przeprowadzony na terenie mezoregionu Obniżenie Bojszowa znajdował się w sąsiedztwie Zakładów Chemicznych „Blachowania”. W obrębie całego transektu widoczne było silne zubożenie gatunkowe. Płaty opisywanego zespołu tworzył drzewostan, w którym dominantem był buk zwyczajny *Fagus sylvatica* wraz z domieszką sosny zwyczajnej *Pinus sylvestris*. Warstwa krzewów była rozwinięta jedynie w obrębie 5 metrów od brzegów lasu. Pozostałe płaty badawcze charakteryzowały się kilkuprocentowym pokryciem warstwy krzewów lub jej brakiem. Tworzyły ją takie gatunki jak: czeremcha amerykańska *Padus serotina*, brzoza brodawkowata *Betula pendula*, dąb czerwony *Quercus rubra*. Warstwę zielną stanowiły paprocie: narecznica krótkoostna *Dryopteris carthusiana*, orlica pospolita *Pteridium aquilinum*, narecznica samcza *Dryopteris filix-mas*, wietlica samicza *Athyrium filix-femina* o zmiennym udziale stanowiącym około 20% pokrycia. Nie zaobserwowano warstwy mszystej. Średnia liczba gatunków w obrębie pola badawczego wynosiła 5. Jest to bardzo niska wartość nawet w przypadku fitocenoz zespołu *Luzulo pilosae-Fagetum*. Utrata znacznej liczby gatunków w tym również charakterystycznych i wyróżniających świadczy o bardzo silnym zubożeniu gatunkowym i stopniu degeneracji zbiorowiska. Niepokojące jest również występowanie kenofitów *Padus serotina*, *Quercus rubra* w sytuacji tak niskiej bioróżnorodności.

Pole badawcze zespołu *Luzulo pilosae-Fagetum* stwierdzone w obrębie Płaskowyżu Rybnickiego wykazywało około dwukrotnie wyższą liczbę gatunkową. W obrębie stwierdzonych gatunków nie występowały gatunki obce. Warstwa drzew była utworzona przez buka *Fagus sylvatica* i sosnę zwyczajną *Pinus sylvestris* wraz z domieszką dęba szypułkowego *Quercus robur* oraz brzozy brodawkowatej *Betula pendula*. Natomiast warstwa krzewów była utworzona tylko przez naturalnie odnawiające się osobniki buka. W warstwie zielnej dominowała paproć narecznica samcza *Dryopteris filix-mas* oraz turzyca drżączkowata *Carex brizoides*, której obecność w wysokim stopniu może świadczyć o obecnej cespityzacji. Jednakże w warstwie runa stwierdzono również obecność tojeści pospolitej *Lysimachia vulgaris*, poziwnika szorstkiego *Galeopsis tetrahit*, szczawika zajęczego *Oxalis acetosella* oraz narecznicy krótkoostnej *Dryopteris carthusiana*. Taki skład gatunkowy wskazują na występowanie gleby świeżej lub

wilgotnej. Warstwę mchów stanowił będący pod ochroną częściową płonnik pospolity *Polytrichum commune*.

Pozostałe płaty wykształcone na Płaskowyżu Rybnickim są bardzo ubogie florystycznie. Warstwa drzewostanu jest budowana głównie przez buka zwyczajnego *Fagus sylvatica* w obrębie całego transektu bez większej zmienności. Domieszkę stanowią: brzoza brodawkowata *Betula pendula* i grab pospolity *Carpinus betulus* ograniczone do okolicy brzeżnej lasu. Warstwę krzewów stanowi naturalne, silne odnowienie buka a także w niektórych płatach badawczych również grabu. W niektórych polach badawczych stwierdzono również występowanie młodych osobników jawora *Acer pseudoplatanus*. Runo w większości pól badawczych zostało zdominowane przez turzycę drżączkowatą *Carex brizoides* wskazując na cespityzację badanego lasu (Romańczyk i in. 2016). Ponadto bardzo wysoki udział miała orlica pospolita *Pteridium aquilinum*, szczawik zajęczy *Oxalis acetosella*, wietlica samicza *Athyrium filix-femina* a także niecierpek drobnokwiatowy *Impatiens parviflora*, będący kenofitem. Jego wysoki udział również wskazuje na zaburzenie badanego siedliska.

3.2.9. Zbiorowisko: *Fagus sylvatica*-*Cruciata glabra* – ciepłolubna buczyna małopolska

Ciepłolubne buczyny są lasami, które często wykształcają się na wyeksponowanych zboczach, bogatymi w gatunki światłożądne i kserotermiczne. Charakteryzują się glebami wapnicowymi o odmianie wapiennej próchnicy w typie mull. Co ważne gleby te są suche i płytkie. Obejmują swoim zasięgiem zakres występowania buka zwyczajnego *Fagus sylvatica*, stwarzając dla niego tak dogodne siedlisko, że umożliwia mu konkurencję z innymi gatunkami i tworzenie własnych zbiorowisk na suchych, wapiennych siedliskach (Matuszkiewicz 2007).

W obrębie wytyczonych transektów zbiorowisko *Fagus sylvatica*-*Cruciata glabra* zostało zidentyfikowane na trzech polach badawczych położonych w obrębie Garbu Tenczyńskiego. Drzewostan omawianego siedliska był zbudowany głównie przez buka *Fagus sylvatica*, który w obrębie zbiorowiska charakteryzował się specyficzną budową, tworząc niskie, rozluźnione drzewostany o nisko osadzonych koronach z powykrzywianymi pniami i gałęziami. Warstwa drzew była wyraźnie zaznaczona przez dosyć obfity podrost buka a także obecność derenia *Cornus sanguinea* i jarzębiny *Sorbus aucuparia*. Obecność kenofita czeremchy amerykańskiej *Padus serotina* oraz gatunków

z rodzaju *Rubus sp.*, wskazuje na degenerację fitocenozy zbiorowiska. Warstwa zielna była reprezentowana przez gatunki takie jak: kruszczyk rdzawoczerwony *Epipactis atrorubens*, fiołek leśny *Viola reichenbachiana*, przytulinka wiosenna *Cruciata glabra* i podbiał pospolity *Tussilago farfara*. Kruszczyk rdzawoczerwony *Epipactis atrorubens* jest gatunkiem podlegającym ochronie częściowej, znajduje się również na Polskiej Czerwonej Liście Roślin jako gatunek bliski zagrożeniu, natomiast na Czerwonej liście roślin naczyniowych województwa Śląskiego jest oznaczony jako gatunek narażony na wymarcie (Babczyńska-Sendek i in. 2012; Kaźmierczakowa i in. 2016). W obrębie transektu wyraźne było ustępowanie gatunków ceniolubnych typowych dla kontynentalnego boru mieszanego *Quercus robur-Pinetum* na rzecz gatunków kserotermicznych, światłolubnych. Widoczne było również zubożenie gatunkowe, jednakże warto zaznaczyć iż, w Polsce zbiorowiska podzwiazku *Cephalanthero-Fagenion* wykształcają się w klimatycznych kresach swojego zasięgu i mogą mieć charakter reliktowy, być rzadkie i częściowo zubożałe, jednakże ubożenie gatunkowe spowodowane antropopresją również miało miejsce w badanym transekcje. Niewątpliwie badany zespół był w postaci typowej, uboższej pod względem liczby gatunków zarówno wyróżniających jak i charakterystycznych.

3.2.10. Zbiorowisko: *Betula pendula* – zbiorowisko brzozy brodawkowatej

Zbiorowisko sukcesyjne tworzone przez brzozę brodawkowatą *Betula pendula* związane jest z lukami w obrębie drzewostanów leśnych po wyrębie stanowiąc stadium regeneracji lasu oraz z synantropijnymi zbiorowiskami w początkowych stadiach sukcesji. Występuje zazwyczaj na siedliskach ubogich, suchych i w znacznym stopniu przekształconych.

Na obszarze badań zbiorowisko *Betula pendula* było notowane z dwóch stanowisk. Obydwa badane fitocenozy stanowiły brzeg lasu graniczący z terenami przemysłowymi. Pierwszy płat graniczył z Hałdą Jankowice w Rybniku, natomiast drugi był położony w okolicy kopalni piasku „Kotlarnia” w Kotlinie Raciborskiej.

Stwierdzone zbiorowisko brzozy brodawkowatej wykształcone przy hałdzie na Płaskowyżu Rybnickim miało charakter niewysokich drzewostanów, budowanych prawie wyłącznie przez brzozę brodawkowatą *Betula pendula*. Bardzo słabo wykształcona warstwa podszytu tworzona była wyłącznie przez buka zwyczajnego *Fagus sylvatica*. Głównym składnikiem warstwy zielnej nadającym jej charakterystyczną „trawiastą” fizjonomię jest turzyca drzączkowata *Carex brizoides*. Runo stanowiące około 90% pokrycia tworzone było również przez orlicę pospolitą *Pteridium aquilinum*. Warstwa mszysta nie była wykształcona. Bardzo niska różnorodność gatunkowa wskazuje na wysoką degradację siedliska i zaburzenie warunków glebowych. Wykazano skrajną cespityzację, która jak widać zniekształca i unifikuje runo utrudniając diagnozę fitosocjologiczną.

Natomiast obserwowane płaty omawianego zbiorowiska wykształconego w pobliżu kopalni piasku „Kotlarnia” w Kotlinie Raciborskiej odznaczały się nieco wyższym bogactwem gatunkowym. Głównym składnikiem drzewostanu oprócz brzozy brodawkowatej *Betula pendula* była również towarzysząca jej sosna zwyczajna *Pinus sylvestris*. Podszyt wykazywał się bardzo wysokim zwarcie tworzoną głównie przez podrost brzozy brodawkowatej *Betula pendula* oraz czeremchy amerykańskiej *Padus serotina*, towarzyszyły im również gatunki z rodzaju *Rubus* sp. szczególnie jeżyna fałdowana *Rubus plicatus* i jeżyna popielica *Rubus caesius*, a także brzoza omszona *Betula pubescens*, dąb szypułkowy *Quercus robur* oraz w niskim stopniu także borówka czarna *Vaccinium myrtillus* i borówka brusznica *Vaccinium vitis-idaea*. Runo było zazwyczaj bujne i porastało prawie całą powierzchnię dna lasu. Różnorodność

florystyczna jest nieco większa niż na poprzednim stanowisku. Gatunkami współtworzącymi warstwę zielną są: trzcinnik leśny *Calamagrostis arundinacea*, śmiałek pogięty *Deschampsia flexuosa*, wietlica samicza *Athyrium filix-femina*, orlica pospolita *Pteridium aquilinum* oraz w niewielkim stopniu także: trzęślica modra *Molinia caerulea*, szczawik zajęczy *Oxalis acetosella*, siódmaczek leśny *Trientalis europaea*, konwalijka dwulistna *Maianthemum bifolium* i gwiazdnica długolistna *Stellaria longifolia*. Warstwa mszysta pokrywa od 10 do 20% dna badanych płatów i tworzona była przez krótkosza pospolitego *Brachythecium rutabulum*.

Zbiorowisko wyróżniono na podstawie drzewostanu i dominacji brzozy brodawkowatej *Betula pendula*. Fitocenozy tego typu zastępowane były w dalszej części transektu przez subatlantycki bór sosnowy *Leucobryo-Pinetum*, w którym dominuje sosna zwyczajna *Pinus sylvestris*. Przedstawione tutaj zbiorowiska są przykładem postaci degeneracyjnych wywołanych działalnością człowieka, a konkretnie gospodarką leśną oraz oddziaływaniem przemysłu wydobywczego.

3.2.11. Zbiorowisko: *Padus avium* – zbiorowisko czeremchy zwyczajnej

Zbiorowisko *Padus avium* swoim wyglądem jest zbliżone do krzewiastych zadrzewień okrajowych. Układy te zanotowano na brzegu lasu, stanowiąc jego otulinę, rozpościerając się do 60 m w głąb lasu stanowiąc granicę z lasem łęgowym. Płaty tego zbiorowiska stwierdzono w okolicy pól uprawnych przy zakładach przemysłowych Alas Utex. Obszar ten również częściowo jest objęty terasem nadzalewowym przepływającej nieopodal rzeki Odry.

Niski drzewostan badanego zbiorowiska budowany był głównie przez czeremchę zwyczajną *Padus avium*. Poza tym występował także: dereń świdwa *Cornus sanguinea*, wiąz górski *Ulmus glabra*, leszczyna pospolita *Corylus avellana*, a także w głębszej części lasu jesion wyniosły *Fraxinus excelsior*, klon jawor *Acer pseudoplatanus*, lipa szerokolistna *Tilia platyphyllos*, grab pospolity *Carpinus betulus*, buk zwyczajny *Fagus sylvatica*.

Płaty badanego zbiorowiska cechują się znacznym zwarcim warstwy krzewów w szczególności na granicy lasu. Dominującą rolę w budowie podszytu odgrywa czeremcha zwyczajna *Padus avium*, a w mniejszym stopniu także dereń świdwa *Cornus sanguinea*, leszczyna pospolita *Corylus avellana*, czeremcha amerykańska *Padus serotina*, w znikomym stopniu klon jawor *Acer pseudoplatanus*.

Runo w płatach opisywanego zbiorowiska posiada znaczne pokrycie, wynoszące średnio ponad 80%. Największą stałość wykazuje w nim: pokrzywa zwyczajna *Urtica dioica*, bluszcz kurdybanek *Glechoma hederacea*, jasnota plamista *Lamium maculatum*, czartawa pospolita *Circaea lutetiana*, występuje także: niecierpek drobnokwiatowy *Impatiens parviflora*, podagrycznik pospolity *Aegopodium podagraria*, kłosownica leśna *Brachypodium sylvaticum*, kokoryczka wielokwiatowa *Polygonatum multiflorum*, gajowiec żółty *Geleobdolon luteum*, czyściec leśny *Stachys sylvatica*, sałatnik leśny *Mycelis muralis*, wietlica samicza *Athyrium filix-femina* oraz miodunka ćma *Pulmonaria obscura*. Nie stwierdzono warstwy mszystej w badanych płatach. Średnia wartość bogactwa florystycznego badanych płatów wynosi średnio 10 gatunków.

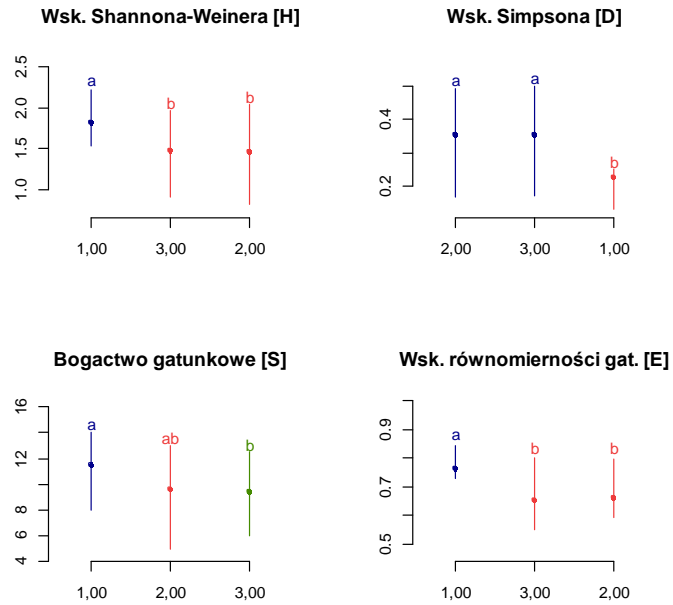
Badane zbiorowisko stanowi stadium sukcesyjne przekształcające się spontanicznie w kierunku wnętrza lasu w zbiorowisko o charakterze lasów łęgowych.

3.3. Kształtowanie się strefy ekotonowej zbiorowisk leśnych graniczących ze zbiornikami wodnymi

3.3.1. Ocena zasięgu efektu brzegowego w gradiencie przestrzennym

Analiza α – różnorodności

Analiza wskaźników α – różnorodności w gradiencie przestrzennym odległość od brzegu lasu wykazała, że dla transektów zlokalizowanych przy zbiornikach wodnych, które odznaczały się najmniejszym stopniem przekształcenia siedlisk wszystkie analizowane wskaźniki α – różnorodności wykazywały obecność efektu brzegowego poprzez istotne statystycznie różnice w strefie ekotonowej w odległości od 0 do 20 m od brzegu lasu. Wskaźnik różnorodności Shannona-Weinera i wskaźnik równomierności gatunkowej był istotnie wyższy w ekotonie (od 0 do 20 m od brzegu lasu) niż w strefie przejściowej (tj. od 40 do 60 m od brzegu lasu) i głębokiego lasu (od 100 do 200 m od brzegu lasu). Bogactwo gatunkowe ekotonu było istotnie wyższe w porównaniu do głębokiego lasu. Natomiast wskaźnik dominacji Simpsona był istotnie niższy w ekotonie niż w strefie przejściowej oraz strefie głębokiego lasu (Ryc. 3, Tab. 6).



Ryc. 3. Wyróżnione grupy wraz z przedziałami międzykwartylowymi na podstawie wartości wskaźników α – różnorodności w zależności od odległość od brzegu lasu dla transektów graniczących ze zbiornikami wodnymi określone za pomocą testu Kruskal-Wallis'a oraz testu post-hoc Conovera. 1 – strefa ekotonowa (0 – 20 m od brzegu lasu), 2 – strefa pośrednia (40 – 60 m od brzegu lasu), 3 – strefa wewnętrzna (100 – 200 m od brzegu lasu). Istotność statystyczna: 0 '****' 0.001 '***' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1.

Tab. 6. Wyniki testu Kruskal-Wallis'a oraz testu post-hoc Conovera dla wskaźników α - różnorodności w zależności od odległość od brzegu lasu [m] dla transektów graniczących ze zbiornikami wodnymi. 1 – strefa ekotonowa (0 – 20 m od brzegu lasu), 2 – strefa pośrednia (40 – 60 m od brzegu lasu), 3 – strefa wewnętrzna (100 – 200 m od brzegu lasu). Istotność statystyczna: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1.

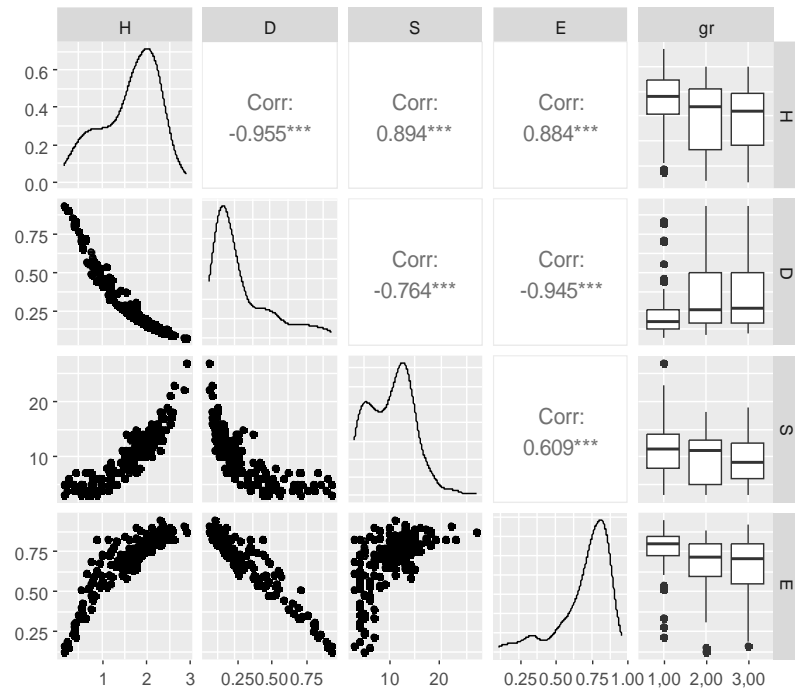
ZBIORNIKI WODNE		
Wskaźnik Shannona-Weinera [H]		
	Różnica średnich rang [Difference]	Prawdopodobieństwo [Pvalue] Istotność statystyczna [Signif.]
1-2	31,2	0,002 **
1-3	30,3	0,001 ***
2-3	-0,9	0,93
Wskaźnik Simpsona [D]		
1-2	-36,3	0,0003 ***
1-3	-34,5	0,0001 ***
2-3	1,8	0,86
Bogactwo gatunkowe [S]		
1-2	19,5	0,06 .
1-3	24,1	0,01 **
2-3	4,7	0,66
Wskaźnik równomierności gatunkowej (evenness) [E]		
1-2	36,0	0,0003 ***
1-3	35,3	0,0001 ***
2-3	-0,7	0,94

Na wykresach macierzy korelacji Pearsona pomiędzy wskaźnikami α – różnorodności w zależności od odległości od brzegu lasu, w lewym dolnym rogu są umieszczone wykresy rozrzutu korelacji dla każdej kombinacji wskaźników α – różnorodności, których nazwy są wyświetlane na krawędziach macierzy. Na polach wzdłuż krawędzi jest wykres gęstości rozkładu dla każdego wskaźnika. Na polach w prawym górnym rogu występują wartości współczynnika korelacji Pearsona pomiędzy badanymi wskaźnikami.

Natomiast w kolumnie „gr” została przedstawiona wartość badanych wskaźników w zależności od odległości od brzegu lasu za pomocą wykresu pudełkowego. Pierwsza grupa reprezentuje obszar ekotonowy reprezentujący pola badawcze umiejscowione

w przedziale od 0 – 20 metrów od brzegu lasu. Druga grupa przedstawia rozkład wartości danego wskaźnika dla strefy przejściowej tj. dla odległości od 40 – 60 metrów od brzegu lasu. Natomiast trzecia grupa odnosi się do strefy wewnętrznej lasu, w której pola badawcze znajdują się w odległości od 100 – 200 metrów od brzegu lasu.

Analiza wskaźników α – różnorodności wykazała, najsilniejszą liniową korelację o typie ujemnym pomiędzy wskaźnikiem dominacji Simpsona a wskaźnikiem różnorodności Shannona-Weinera [-0.955***]. Natomiast najsilniejsza korelacja o typie dodatnim występuje pomiędzy wskaźnikiem bogactwa gatunkowego a wskaźnikiem różnorodności Shannona-Weinera [0.894***]. Gęstość wartości rozkładu współczynników wskazuje o bardzo wysokim udziale pól badawczych charakteryzujących się wysoką różnorodnością gatunkową [H] oraz równomiernością [E], ponadto występuje bardzo wysoki udział siedlisk o niskiej wartości dominacji [D]. W przypadku bogactwa gatunkowego [S] najpowszedniejsze były siedliska o pośredniej wartości bogactwa gatunkowego (Ryc. 4).



Ryc. 4. Wykres macierzy korelacji Pearsona pomiędzy wskaźnikami α – różnorodności w zależności od odległość od brzegu lasu dla transektów graniczących ze zbiornikami wodnymi. H – wskaźnik Shannona-Weinera, D – wskaźnik Simpsona, S – bogactwo gatunkowe, E – wskaźnik równomierności gatunkowej (evenness), gr – odległość od brzegu lasu: 1 – strefa ekotonowa (0 – 20 m od brzegu lasu), 2 – strefa pośrednia (40 – 60 m od brzegu lasu), 3 – strefa wewnętrzna (100 – 200 m od brzegu lasu), Corr – wartość współczynnika korelacji Pearsona. Istotność statystyczna: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1.

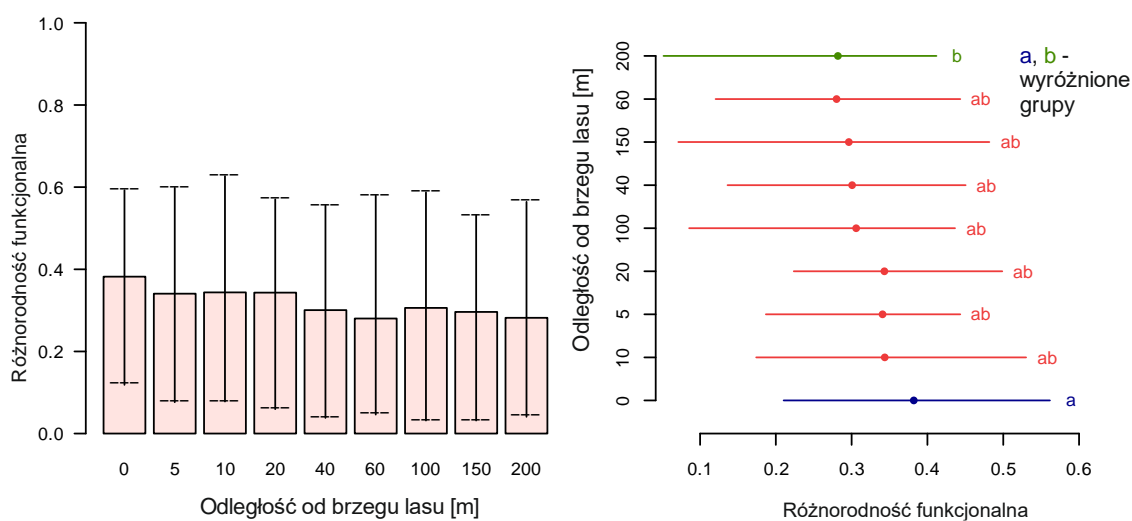
3.3.2. Ocena intensywności zmian w efekcie brzegowym

Zgrupowanie siedlisk na podstawie zróżnicowania bogactwa funkcjonalnego w zależności od skali przestrzennej wzdłuż gradientu odległości od brzegu lasu

Analiza Kruskala-Wallisa oraz testu post-hoc Conovera dla wartości bogactwa różnorodności funkcjonalnej (FD – Fric) w obrębie transektów leśnych graniczących ze zbiornikami wodnymi w zależności od odległości od brzegu lasu wykazała iż strefa ekotonowa objęta „efektem brzegowym” w obrębie od 0 do 20 m od granicy lasu wykazuje się najwyższymi wartościami bogactwa różnorodności funkcjonalnej FD - Fric w zakresie od 3,8 do 3,4. Ponadto stwierdzono również istotne statystycznie różnice pomiędzy brzegiem lasu (0 m), a wnętrzem lasu tj. polem badawczym umieszczonym w odległości 200 m od brzegu lasu. Brzeg lasu (0 m) wykazywał najwyższą średnią wartość wskaźnika bogactwa różnorodności funkcjonalnej w porównaniu do całego transektu tworząc odrębną grupę – a. Następnie można zaobserwować stopniowy spadek średniej wartości FD – Fric wraz ze wzrostem odległości od brzegu lasu wykazujący niewielką fluktuację w obrębie pola badawczego umieszczonego w odległości 60 m od brzegu, stanowiąc część pośrednią pomiędzy wyróżnionymi grupami (ab). Pole badawcze umieszczone w odległości 200 m od brzegu lasu stanowiło odrębną grupę (b) w porównaniu do brzegu lasu i charakteryzowało się bardzo niską wartością różnorodności funkcjonalnej (FD – Fric) (Tab. 7, Ryc. 5).

Tab. 7. Wyniki testu Kruskal-Wallis'a oraz testu post-hoc Conovera dla różnorodności funkcjonalnej (FD) w zależności od odległość od brzegu lasu [m] dla transektów graniczących ze zbiornikami wodnymi (dla $p \leq 0.05$).

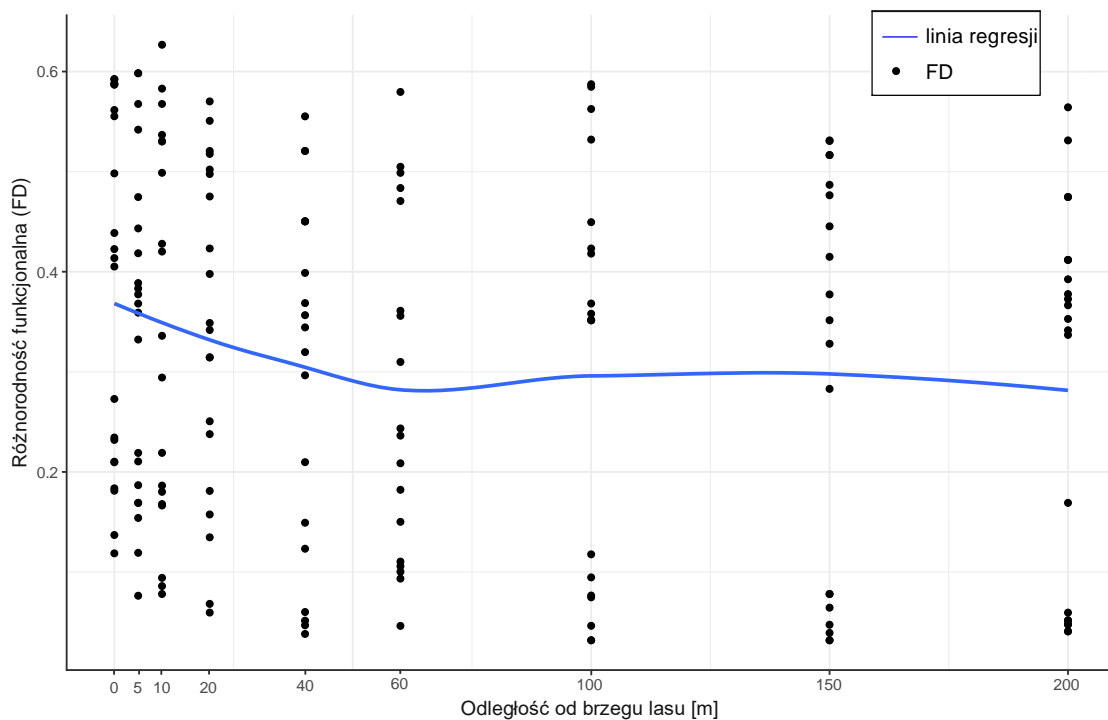
Odległość od brzegu lasu [m]	Wyróżnione grupy	Średnia FD - FRic
0	A	0,382
5	Ab	0,341
10	Ab	0,344
20	Ab	0,343
40	Ab	0,301
60	Ab	0,280
100	Ab	0,306
150	Ab	0,296
200	B	0,282



Ryc. 5. Wyróżnione grupy wraz z przedziałami międzykwartylowymi na podstawie wartości różnorodności funkcjonalnej (FD) zależności od odległość od brzegu lasu [m] dla transektów graniczących ze zbiornikami wodnymi określone za pomocą testu Kruskal-Wallis'a testu post-hoc Conovera (dla $p \leq 0.05$).

Analiza zależności wzorców zróżnicowania cech roślinnych w skali przestrzennej wzdłuż gradientu odległości od brzegu lasu

Na podstawie Ryc. 6 można zaobserwować równomierne rozmieszczenie wartości wskaźnika bogactwa różnorodności funkcjonalnej w obrębie odległości do 60m od brzegu lasu, charakteryzując pola o wysokiej, pośredniej i nieco niższej wartości wskaźnika. Natomiast pola badawcze we wnętrzu lasu tj. w odległości 100, 150, 200 m od brzegu lasu charakteryzowały się wysoką wartością wskaźnika FD – FRic, jedynie nieliczna grupa siedlisk wykazywała niską wartość wskaźnika różnorodności funkcjonalnej we wnętrzu lasu.



Ryc. 6. Zależność bogactwa różnorodności funkcjonalnej (FD) od odległości od brzegu lasu [m] dla transektów graniczących ze zbiornikiem wodnym określona za pomocą analizy korelacji Spearmana.

3.3.3. Charakterystyka strefy ekotonowej

Analiza wzorców zróżnicowania cech siedlisk, zależności od gradientów środowiskowych i skali przestrzennej odległości od brzegu lasu

Analiza RLQ ekotonów leśnych graniczących ze zbiornikami wodnymi wykazała 17 zależności istotnych statystycznie. Wśród zależności istotnych statystycznie stwierdzono, że strefa brzegowa lasu charakteryzuje się większym udziałem roślin preferujących żyzne (Dystans/N) ($p=0.001$) i wilgotne gleby (Dystans/F) ($p=0.004$) o odczynie zasadowym lub obojętnym (Dystans/R) ($p=0.003$), ciepłolubnych (Dystans/T) ($p=0.004$), o zoochorycznym sposobie dyspersji nasion (Dystans/zo) ($p=0.019$). W strefie brzegowej lasu graniczącego ze zbiornikiem wodnym wzrasta również udział gatunków tolerujących nieznaczną zawartość soli (Dystans/S) ($p=0.061$).

Siedliska w obrębie transektów graniczących ze zbiornikami wodnymi charakteryzujące się wysoką różnorodnością funkcjonalną wykazywały negatywną korelację w stosunku do udziału gatunków rozmnażających się zarówno poprzez nasiona jak i wegetatywnie (Fric/sv) ($p=0.005$) a także geofitów (Fric/G) ($p=0.059$). Natomiast siedliska o wysokiej dyspersji funkcjonalnej mogą wykazywać podwyższony udział mikrofanerofitów (Fdis/Hf) ($p=0.079$).

Znaczne nachylenie terenów graniczących ze zbiornikami wodnymi nie sprzyjało występowaniu roślin o mieszanej strategii życiowej (Nachylenie/csr) ($p=0.023$), rozmnażających zarówno wegetatywnie jak i przez nasiona (Nachylenie/sv) ($p=0.038$) oraz geofitów (Nachylenie/G) ($p=0.044$). Natomiast na zboczach stwierdzono większy udział gatunków rozmnażających się głównie wegetatywnie (Nachylenie/v) ($p=0.09$).

Siedliska zbiorowisk ze związku *Dicrano-Pinion* wykształcone w obrębie transektów graniczących ze zbiornikami wodnymi charakteryzowały się podłożem o niskim odczynie pH (DicranoPinion/R) ($p=0.002$), ubogim w składniki odżywcze (DicranoPinion/N) ($p=0.003$), o niskim poziomie wód gruntowych (DicranoPinion/F) ($p=0.013$) i niskim wskaźniku termicznym (DicranoPinion/T) ($p=0.096$). Wykazano również niski udział gatunków rozmnażających się zarówno przez nasiona jak i wegetatywnie (DicranoPinion/sv) ($p=0.007$), na rzecz wzrostu liczebności gatunków rozmnażających się głównie wegetatywnie (DicranoPinion/v) ($p=0.095$). Siedliska zbiorowisk ze związku *Dicrano-Pinion* są często ostoją gatunków chronionych

(DicranoPinion/Protection) ($p=0.07$) i gatunków starych lasów (DicranoPinion/Forest) ($p=0.08$).

Obszary z wykształconymi zbiorowiskami ze związku *Fagion sylvaticae* charakteryzowały się występowaniem roślinności preferujących gleby zasobne w składniki odżywcze (Fagionsylvaticae/N) ($p=0.007$) o wyższym odczynie pH (Fagionsylvaticae/R) ($p=0.08$). Na tych siedliskach często występują rośliny niskopączkowe (Fagionsylvaticae/C) ($p=0.079$) oraz makrofity (Fagionsylvaticae/M) ($p=0.079$).

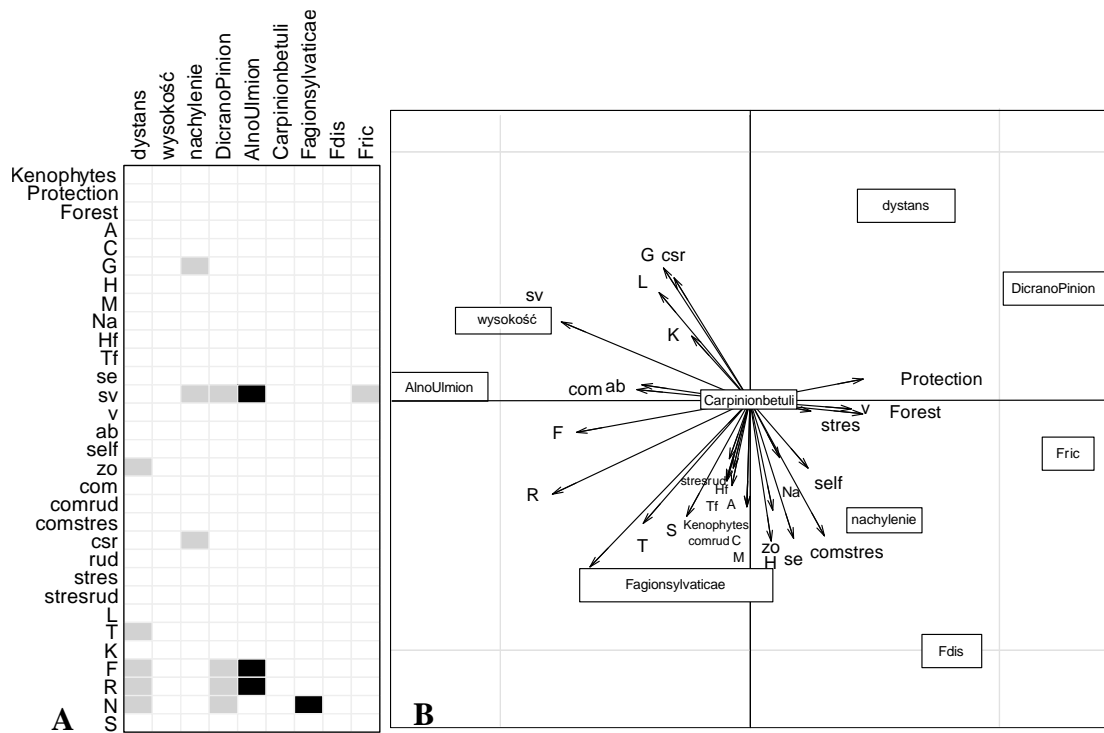
Wykazano, że siedliska zbiorowisk ze związku *Alno-Ulmion* składają się z roślin preferujących gleby o wyższym pH (AlnoUlmion/R) ($p=0.01$), wilgotnych (AlnoUlmion/F) ($p=0.012$) i żyznych (AlnoUlmion/N) ($p=0.062$) z udziałem gatunków rozmnażających się zarówno wegetatywnie jak i generatywnie (AlnoUlmion/sv) ($p=0.021$), jednakże z niskim udziałem gatunków chronionych (AlnoUlmion/Protection) ($p=0.099$).

Położenie siedliska względem wysokości n. p. m. nie wpływało istotnie na badane czynniki. Wykazano jedynie niewielką zależność wzrostu udziału gatunków rozmnażających się zarówno przez nasiona jak i wegetatywnie (Wysokość/sv) ($p=0.054$), gatunków rozsiewających nasiona w sposób hydrochoryczny lub anemochoryczny (Wysokość/ab) ($p=0.067$) oraz geofitów (Wysokość/G) ($p=0.069$) (Ryc. 7, Tab. 8).

Tab. 8. Analiza fourth-corner dla RLQ ekotonów leśnych graniczących ze zbiornikiem wodnym. Wybrane zależności istotne statystycznie. Cechy funkcjonalne roślin: Kenophytes – kenofity, Protection – rośliny objęte ochroną, Forest – rośliny starych lasów. Formy życiowe: A – hydrofity, C – rośliny niskopączkowe, G – geofity, H – rośliny naziemnopączkowe, M – makrofity, Na – nanofanerofity/ pseudofity, Hf – mikrofanerofity, Tf – terofity. Sposoby rozmnażania: se – rozmnażanie przez nasiona, sv – rozmnażanie przez nasiona i wegetatywnie, v – rozmnażanie wegetatywne. Sposoby rozsiewania: ab – hydrochoria/anemochoria, self – autochoria, zo – zoochoria. Strategie życiowe roślin: com – konkurenci, comrud – konkurenci/ruchliwe rośliny pionierskie, comstres – konkurenci/rośliny odporne na stres, csr – strategia mieszana, rud – ruchliwe rośliny pionierskie, stres – rośliny odporne na stres, stresrud – ruchliwe rośliny pionierskie odporne na stres. Wskaźniki ekologiczne: L – świetlny, T – termiczny, F – wilgotności gleby, K – kontynentalizmu, R – odczynu gleby, S – zasolenia, N – trofizmu gleby. Parametry siedliskowe: odl – odległość od granicy lasu, wys – wysokość n.p.m., nachylenie – nachylenie stoku, typ siedliskowy lasu: DicranoPinion/ AlnoUlmion/ Carpinionbetuli/ Fagionsylvaticae, typ – stopień przekształcenia siedlisk, FDis – dyspersja funkcjonalna, Fric – bogactwo różnorodności funkcjonalnej. Istotność statystyczna: 0 ‘****’ 0.001 ‘***’ 0.01 ‘**’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘.’ 1.

Testowane zmienne	Wektor liczbowy obserwowanej wartości	Prawdopodobieństwo [Pvalue]	
		Istotność statystyczna [Signif.]	
Dystans/N	-4,70	0,001	****
DicranoPinion/R	-3,06	0,002	**
Dystans/R	-2,90	0,003	**
DicranoPinion/N	-2,74	0,003	**
Dystans/T	-2,73	0,004	**
Dystans/F	-2,78	0,004	**
Fric/sv	-2,63	0,005	**
DicranoPinion/sv	-2,42	0,007	**
Fagionsylvaticae/N	2,54	0,007	**
AlnoUlmion/R	2,45	0,01	**
AlnoUlmion/F	2,47	0,012	*
DicranoPinion/F	-2,45	0,013	*
Dystans/zo	-2,20	0,019	*
AlnoUlmion/sv	2,13	0,021	*
Nachylenie/csr	-2,33	0,023	*
Nachylenie/sv	-1,94	0,038	*
Nachylenie/G	-2,31	0,044	*
Wysokość/sv	1,72	0,054	.
Fric/G	-2,17	0,059	.
Dystans/S	-1,76	0,061	.
AlnoUlmion/N	1,86	0,062	.
Wysokość/ab	1,83	0,067	.

Wysokość/G	2,05	0,069	.
DicranoPinion/Protection	1,82	0,07	.
Fagionsylvaticae/C	1,70	0,079	.
Fagionsylvaticae/M	1,70	0,079	.
Fdis/Hf	1,08	0,079	.
DicranoPinion/Forest	1,70	0,08	.
Fagionsylvaticae/R	1,72	0,08	.
nachylenie/v	1,63	0,09	.
DicranoPinion/v	1,76	0,095	.
DicranoPinion/T	-1,64	0,096	.
AlnoUlmion/Protection	-1,64	0,099	.



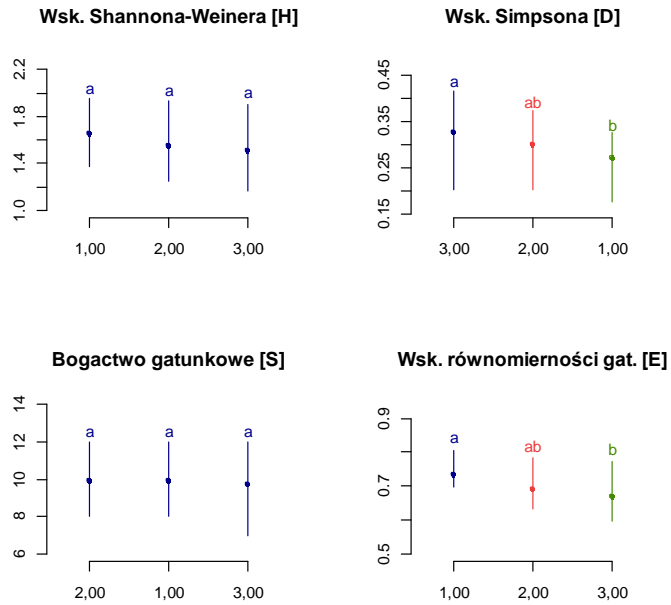
Ryc. 7. Analiza fourth-corner dla RLQ ekotonów leśnych graniczących ze zbiornikiem wodnym. Kolor czarny - pozytywne istotne statystycznie korelacje, kolor szary - istotne statystycznie negatywne korelacje ($p < 0,05$) (A). Ordynacja cech funkcjonalnych roślin i parametrów siedliskowych dla ekotonów leśnych graniczących ze zbiornikiem wodnym przeprowadzona za pomocą analizy RLQ (B). Cechy funkcjonalne roślin: Kenophytes – kenofity, Protection – rośliny objęte ochroną, Forest – rośliny starych lasów. Formy życiowe: A – hydrofity, C – rośliny niskopączkowe, G – geofity, H – rośliny naziemnopączkowe, M – makrofity, Na – nanofanerofity/ pseudofity, Hf – mikrofanerofity, Tf – terofity. Sposoby rozmnażania: se – rozmnażanie przez nasiona, sv – rozmnażanie przez nasiona i wegetatywnie, v – rozmnażanie wegetatywne. Sposoby rozsiewania: ab – hydrochoria/anemochoria, self – autochoria, zo – zoochoria. Strategie życiowe roślin: com – konkurenci, comrud – konkurenci/ruchliwe rośliny pionierskie, comstres – konkurenci/rośliny odporne na stres, csr – strategia mieszana, rud – ruchliwe rośliny pionierskie, stres – rośliny odporne na stres, stresrud – ruchliwe rośliny pionierskie odporne na stres. Wskaźniki ekologiczne: L – świetlny, T – termiczny, F – wilgotności gleby, K – kontynentalizmu, R – odczynu gleby, S – zasolenia, N – trofizmu gleby. Parametry siedliskowe: odl – odległość od granicy lasu, wys – wysokość n.p.m., nachylenie – nachylenie stoku, typ siedliskowy lasu: DicranoPinion/ AlnoUlmion/ Carpinionbetuli/ Fagionsylvaticae, typ – stopień przekształcenia siedlisk, FDis – dyspersja funkcjonalna, Fric – bogactwo różnorodności funkcjonalnej.

3.4. Kształtowanie się strefy ekotonowej zbiorowisk leśnych graniczących z polami uprawnymi

3.4.1. Ocena zasięgu efektu brzegowego w gradiencie przestrzennym

Analiza α –różnorodności

Strefa ekotonowa granicząca z polami uprawnymi charakteryzująca się średnim stopniem przekształcenia siedlisk wykazała istotnie niższą wartość wskaźnika dominacji Simpsona oraz istotnie wyższy stopień równomierności gatunkowej w porównaniu do strefy głębokiego lasu (Ryc. 8, Tab. 9). Strefa przejściowa lasu (od 40 do 60 m) nie zachowuje warunków podobnych do strefy wewnętrznej lasu ale wykazuje wartości pośrednie w obrębie wskaźnika dominacji Simpsona oraz wskaźnika równomierności gatunkowej. Najwyższa wartość bogactwa gatunkowego w obrębie strefy przejściowej lasu wskazując na „efekt brzegowy” w strefie od 40 – 60 m (Tab. 15).

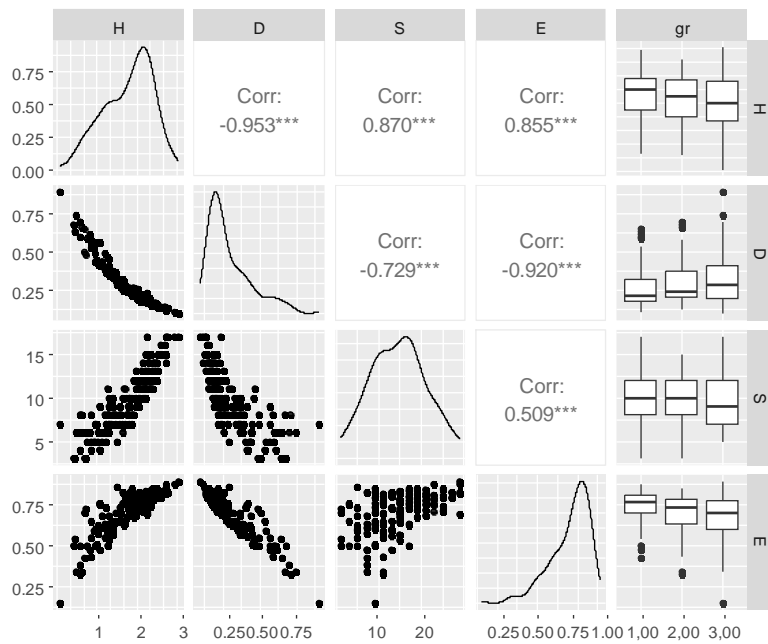


Ryc. 8. Wyróżnione grupy wraz z przedziałami międzykwartyłowymi na podstawie wartości wskaźników α – różnorodności w zależności od odległość od brzegu lasu dla transektów graniczących z polami uprawnymi określone za pomocą testu Kruskal-Wallis’a oraz testu post-hoc Conovera. 1 – strefa ekotonowa (0 – 20 m od brzegu lasu), 2 – strefa pośrednia (40 – 60 m od brzegu lasu), 3 – strefa wewnętrzna (100 – 200 m od brzegu lasu). Istotność statystyczna: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1.

Tab. 9. Wyniki testu Kruskal-Wallis'a oraz testu post-hoc Conovera dla wskaźników α – różnorodności w zależności od odległość od brzegu lasu [m] dla transektów graniczących z polami uprawnymi. 1 – strefa ekotonowa (0 – 20 m od brzegu lasu), 2 – strefa pośrednia (40 – 60 m od brzegu lasu), 3 – strefa wewnętrzna (100 – 200 m od brzegu lasu). Istotność statystyczna: 0 '****' 0.001 '***' 0.01 '**' 0.05 '.' 0.1 '.' 1.

POLA UPRAWNE		
Wskaźnik Shannona-Weinera [H]		
	Różnica średnich rang [Difference]	Prawdopodobieństwo [Pvalue] Istotność statystyczna [Signif.]
1-2	9,82	0,31
1-3	14,2	0,09 .
2-3	4,34	0,67
Wskaźnik Simpsona [D]		
1-2	-12,1	0,20
1-3	-18,1	0,03 *
2-3	-6,03	0,55
Bogactwo gatunkowe [S]		
1-2	-0,03	1,00
1-3	4,59	0,59
2-3	4,62	0,65
Wskaźnik równomierności gatunkowej (evenness) [E]		
1-2	15,3	0,11
1-3	24,1	0,00 **
2-3	8,83	0,37

Natomiast wykres macierzy korelacji Pearsona wskazuje na silną ujemną liniową korelację pomiędzy wskaźnikiem dominacji Simpsona a wskaźnikiem różnorodności Shannona-Weinera [-0.953***] oraz silną dodatnią korelacją pomiędzy wskaźnikiem bogactwa gatunkowego a wskaźnikiem różnorodności Shannona-Weinera [0.870***]. Gęstość wartości rozkładu współczynników wskazuje na to iż, bardzo dużo pól badawczych charakteryzujących się wysoką różnorodnością gatunkową [H] oraz równomiernością [E]. Pod względem dominacji gatunkowej [D] najczęściej występuje siedlisk o niskiej wartości tego wskaźnika. Większość siedlisk charakteryzowało się pośrednią wartością bogactwa gatunkowego [S] (Ryc. 9).



Ryc. 9. Wykres macierzy korelacji Pearsona pomiędzy wskaźnikami α – różnorodności w zależności od odległość od brzegu lasu dla transektów graniczących z polami uprawnymi. H – wskaźnik Shannona-Weinera, D – wskaźnik Simpsona, S – bogactwo gatunkowe, E – wskaźnik równomierności gatunkowej (evenness), gr – odległość od brzegu lasu: 1 – strefa ekotonowa (0 – 20 m od brzegu lasu), 2 – strefa pośrednia (40 – 60 m od brzegu lasu), 3 – strefa wewnętrzna (100 – 200 m od brzegu lasu), Corr – wartość współczynnika korelacji Pearsona. Istotność statystyczna: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1.

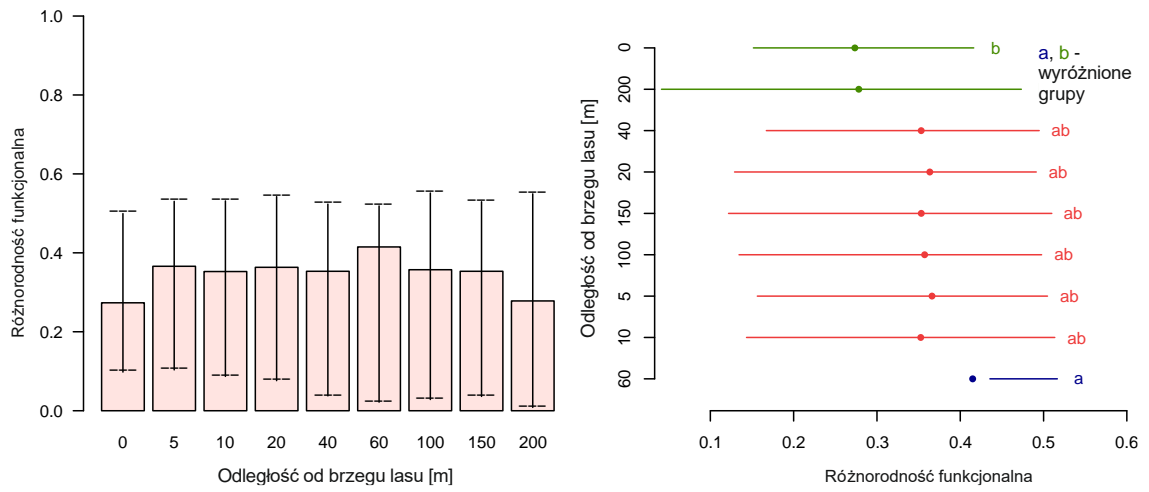
3.4.2. Ocena intensywności zmian w efekcie brzegowym

Zgrupowanie siedlisk na podstawie zróżnicowania bogactwa funkcjonalnego w zależności od skali przestrzennej wzdłuż gradientu odległości od brzegu lasu

Analiza różnic pomiędzy średnimi wartościami FD – FRic pozwoliła wyróżnić dwie grupy (a, b) wykazujące różnice istotne statystycznie. Pierwsza grupa charakteryzująca się wysokimi wartościami FD – FRic obejmowała pola badawcze umieszczone w odległości 60 m od brzegu lasu (a). Najmniejsze wartości bogactwa różnorodności funkcjonalnej występowały na brzegu lasu (0 m) oraz w strefie wewnętrznej lasu (200 m) (grupa b). Wartości pośrednie (ab) występują w zakresie od 5 m do 40 m od brzegu lasu. Pomiędzy polem badawczym na brzegu lasu (0 m) a polem badawczym w odległości 5 m od brzegu lasu występuje gwałtowny wzrost wartości FD – FRic. Następnie wartości te utrzymują się na podobnym poziomie. Następny gwałtowny wzrost wartości FD – FRic występuje pomiędzy 40 a 60 m od brzegu lasu. Osiągając swoją najwyższą wartość w 60 m od brzegu lasu wskazując na obeność efektu brzegowego w strefie przejściowej lasu (tj. w odległości od 40 do 60 m od brzegu lasu). Gwałtowny spadek wskaźnika różnorodności funkcjonalnej występuje pomiędzy 60 a 100 m odległości od brzegu lasu oraz pomiędzy 150 a 200 m od brzegu lasu (Tab. 10, Ryc. 10).

Tab. 10. Wyniki testu Kruskal-Wallis'a testu post-hoc Conovera dla różnorodności funkcjonalnej (FD) w zależności od odległość od brzegu lasu [m] dla transektów graniczących z polem uprawnym $p \leq 0.05$).

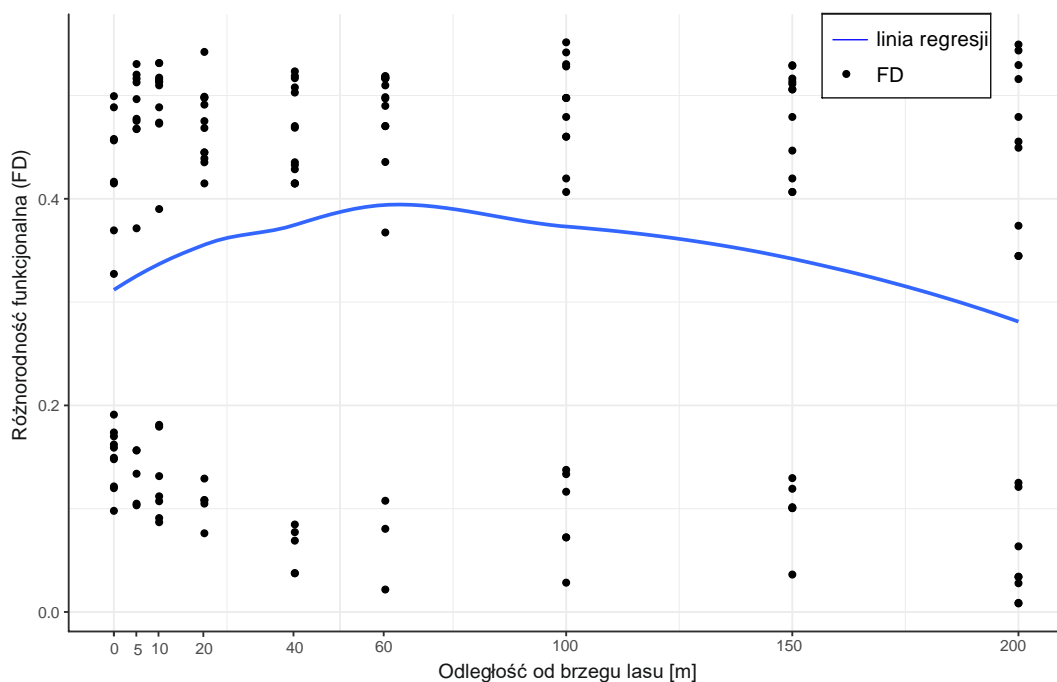
Odległość od brzegu lasu [m]	Wyróżnione grupy	Średnia FD - FRic
0	b	0,274
5	ab	0,366
10	ab	0,353
20	ab	0,363
40	ab	0,353
60	a	0,415
100	ab	0,357
150	ab	0,353
200	b	0,278



Ryc. 10. Wyróżnione grupy wraz z przedziałami międzykwartylowymi na podstawie wartości różnorodności funkcjonalnej (FD) zależności od odległość od brzegu lasu [m] dla transektów graniczących z polem uprawnym określone za pomocą testu Kruskal-Wallis'a testu post-hoc Conovera (dla $p \leq 0.05$).

Analiza zależności wzorców zróżnicowania cech roślinnych w skali przestrzennej wzdłuż gradientu odległości od brzegu lasu

W obrębie transektów graniczących z polem uprawnym można zaobserwować kształtowanie się siedlisk o skrajnie różnych wartościach bogactwa różnorodności funkcjonalnej FD – FRic. Jednakże w obrębie analizowanych transektów, większość badanych siedlisk znajdowała się w grupie o wyższej wartości bogactwa wskaźnika różnorodności funkcjonalnej. Wysoka wartość wskaźnika FD – Fric występuje dopiero w odległości 60 m od brzegu lasu wskazując na przesunięcie „efektu brzegowego” aż do strefy przejściowej lasu. (Ryc. 11).



Ryc. 11. Zależność bogactwa różnorodności funkcjonalnej (FD) od odległości od brzegu lasu [m] dla transektów graniczących z polem uprawnym określona za pomocą analizy korelacji Spearmana.

3.4.3. Charakterystyka strefy ekotonowej

Analiza wzorców zróżnicowania cech siedlisk, zależności od gradientów środowiskowych i skali przestrzennej odległości od brzegu lasu

Analiza RLQ dla ekotonów leśnych graniczących z polami uprawnymi wykazała, że strefa brzeżna lasu charakteryzuje się wysokim udziałem gatunków rozmnażających się głównie przez nasiona (dystans/se) ($p=0.009$), konkurentów (dystans/com) ($p=0.01$), ciepłolubnych (dystans/T) ($p=0.012$) o wysokim wskaźniku kontynentalizmu (dystans/K) ($p=0.015$), preferujących żyzne gleby (dystans/N) ($p=0.022$) o wyższym pH (dystans/R) ($p=0.081$). Często ekotony leśne są bogate w gatunki autochoryczne (dystans/self) ($p=0.091$), mogą występować także ruchliwe rośliny pionierskie odporne na stres (dystans/stresrud) ($p=0.097$).

Wśród transektów leśnych przeprowadzonych przy polach uprawnych siedliska odznaczające się wysoką różnorodnością funkcjonalną wykazują ujemną korelację z występowaniem gatunków rozmnażających zarówno generatywnie jak i wegetatywnie (Fric/sv) ($p=0.041$) o mieszanej strategii życiowej (Fric/csr) ($p=0.058$) oraz geofitów (Fric/G) ($p=0.061$). Podobna zależność występuje w stosunku do gatunków hydrochorycznych i anemochorycznych (Fric/ab) ($p=0.067$) oraz ruchliwych roślin pionierskich odpornych na stres (Fric/stresrud) ($p=0.084$).

Natomiast siedliska o wysokiej dyspersji funkcjonalnej charakteryzowały się ponadto występowaniem roślin ceniolubnych (Fdis/L) ($p=0.002$), rozmnażających się głównie przez nasiona (Fdis/se) ($p=0.032$) i autochorycznych (Fdis/self) ($p=0.051$) roślin obszarów umiarkowanie ciepłych (Fdis/T) ($p=0.044$), wśród których mogą występować ruchliwe rośliny pionierskie odporne na stres (Fdis/stresrud) ($p=0.063$), rośliny niskopączkowe (Fdis/C) ($p=0.094$) oraz makrofitów (Fdis/M) ($p=0.094$). Ujemną korelację w stosunku do siedlisk o wysokiej dyspersji funkcjonalnej wykazują geofity (Fdis/G) ($p=0.018$).

Pod względem stopnia nachylenia podłoża transekty graniczące z polami uprawnymi wykazywały silną zależność z występowaniem roślin naziemnopączkowych (nachylenie/H) ($p=0.001$) a także z występowaniem konkurentów, roślin odpornych na stres (nachylenie/comstres) ($p=0.09$). Wzrost stopnia nachylenia podłoża powodował ustępowanie geofitów (nachylenie/G) ($p=0.024$). Wzrost wysokości siedliska względem

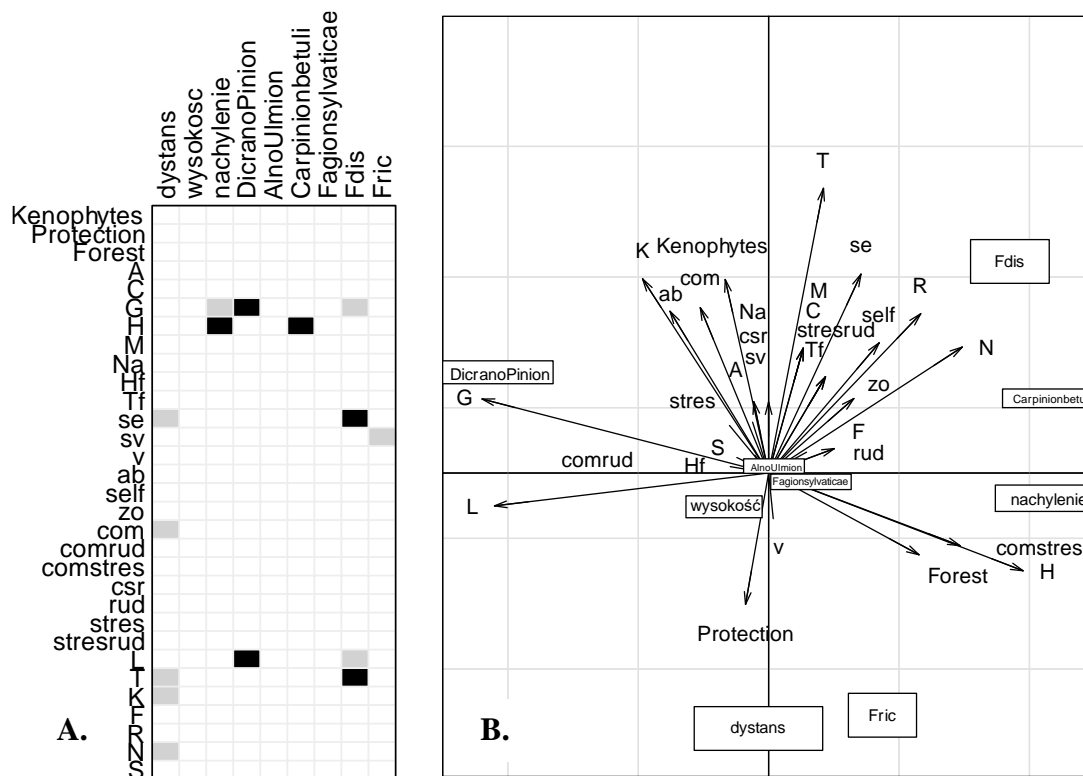
p. m. może nieznacznie przyczyniać się do zwiększonego udziału ruchliwych roślin pionierskich odpornych na stres (wysokość/stresrud) ($p=0.067$).

Siedliska zbiorowisk ze związku *Dicrano – Pinion* wykształcające się w obrębie transektów graniczących z polami uprawnymi wykazywały pozytywną korelację z występowaniem geofitów (DicranoPinion/G) ($p=0.015$), roślin preferujących siedliska nasłonecznione (DicranoPinion/L) ($p=0.022$) oraz niskopączkowych (DicranoPinion/H) ($p=0.059$). Siedliska te wykazywały ponadto pozytywną korelację ze wskaźnikiem kontynentalizmu (DicranoPinion/K) ($p=0.079$). Natomiast ujemną korelację z roślinami odpornymi na stres, konkurentami (DicranoPinion/comstres) ($p=0.083$).

Natomiast siedliska ze związku *Carpinion betuli* wykazywały pozytywną korelację z wysokim udziałem roślin naziemnopączkowych (Carpinionbetuli/H) ($p=0.042$) preferujących wyższy odczyn pH (Carpinionbetuli/R) ($p=0.086$) (Ryc. 12, Tab. 11).

Tab. 11. Analiza fourth-corner dla RLQ ekotonów leśnych graniczących z polem uprawnym. Wybrane zależności istotne statystycznie. Cechy funkcjonalne roślin: Kenophytes – kenofity, Protection – rośliny objęte ochroną, Forest – rośliny starych lasów. Formy życiowe: A – hydrofity, C – rośliny niskopączkowe, G – geofity, H – rośliny naziemnopączkowe, M – makrofity, Na – nanofanerofity/ pseudofity, Hf – mikrofanerofity, Tf – terofity. Sposoby rozmnażania: se – rozmnażanie przez nasiona, sv – rozmnażanie przez nasiona i wegetatywnie, v – rozmnażanie wegetatywne. Sposoby rozsiewania: ab – hydrochoria/anemochoria, self – autochoria, zo – zoochoria. Strategie życiowe roślin: com – konkurenci, comrud – konkurenci/ruchliwe rośliny pionierskie, comstres - konkurenci/rośliny odporne na stres, csr – strategia mieszana, rud – ruchliwe rośliny pionierskie, stres - rośliny odporne na stres, stresrud – ruchliwe rośliny pionierskie odporne na stres. Wskaźniki ekologiczne: L – świetlny, T – termiczny, F – wilgotności gleby, K – kontynentalizmu, R – odczynu gleby, S – zasolenia, N – trofizmu gleby. Parametry siedliskowe: odl – odległość od granicy lasu, wys – wysokość n.p.m., nachylenie – nachylenie stoku, typ siedliskowy lasu: DicranoPinion/ AlnoUlmion/ Carpinionbetuli/ Fagionsylvaticae, typ – stopień przekształcenia siedlisk, FDis – dyspersja funkcjonalna, Fric – bogactwo różnorodności funkcjonalnej. Istotność statystyczna: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1.

Testowane zmienne	Standaryzowany wektor liczbowy obserwowanej wartości	Prawdopodobieństwo [Pvalue] Istotność statystyczna [Signif.]	
nachylenie/H	-4,7	0,001	***
Fdis/L	-3,06	0,002	**
dystans/se	-2,9	0,003	**
dystans/com	-2,74	0,003	**
dystans/T	-2,73	0,004	*
DicranoPinion/G	-2,78	0,004	*
dystans/K	-2,63	0,005	*
Fdis/G	-2,42	0,007	*
DicranoPinion/L	2,54	0,007	*
dystans/N	2,45	0,01	*
nachylenie/G	2,47	0,012	*
Fdis/se	-2,45	0,013	*
Fric/sv	-2,2	0,019	*
Carpinionbetuli/H	2,13	0,021	*
Fdis/T	-2,33	0,023	*
Fdis/self	-1,94	0,038	.
Fric/csr	-2,31	0,044	.
DicranoPinion/H	1,72	0,054	.
Fric/G	-2,17	0,059	.
Fdis/stresrud	-1,76	0,061	.
Fric/ab	1,86	0,062	.
wysokość/stresrud	1,83	0,067	.
DicranoPinion/K	2,05	0,069	.
dystans/R	1,82	0,07	.
DicranoPinion/comstres	1,7	0,079	.
Fric/stresrud	1,7	0,079	.
Carpinionbetuli/R	1,08	0,079	.
nachylenie/comstres	1,7	0,08	.
dystans/self	1,72	0,08	.
Fdis/C	1,63	0,09	.
Fdis/M	1,76	0,095	.
dystans/stresrud	-1,64	0,096	.



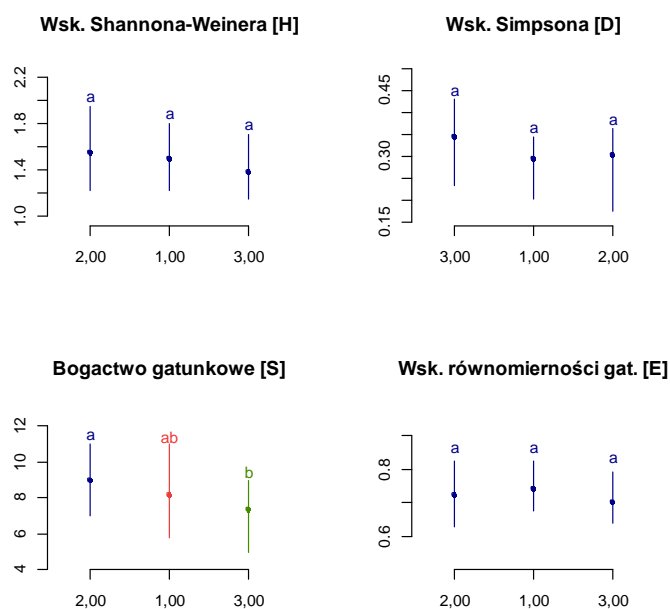
Ryc. 12. Analiza fourth-corner dla RLQ ekotonów leśnych graniczących z polem uprawnym. Kolor czarny - pozytywne istotne statystycznie korelacje, kolor szary - istotne statystycznie negatywne korelacje ($p < 0,05$) (A). Ordynacja cech funkcjonalnych roślin i parametrów siedliskowych dla ekotonów leśnych graniczących z polem uprawnym przeprowadzona za pomocą analizy RLQ (B). Cechy funkcjonalne roślin: Kenophytes – kenofity, Protection – rośliny objęte ochroną, Forest – rośliny starych lasów. Formy życiowe: A – hydrofity, C – rośliny niskopączkowe, G – geofity, H – rośliny naziemnopączkowe, M – makrofity, Na – nanofanerofity/ pseudofity, Hf – mikrofanerofity, Tf – terofity. Sposoby rozmnażania: se – rozmnażanie przez nasiona, sv – rozmnażanie przez nasiona i wegetatywnie, v – rozmnażanie wegetatywne. Sposoby rozsiewania: ab – hydrochoria/anemochoria, self – autochoria, zo – zoochoria. Strategie życiowe roślin: com – konkurenci, comrud – konkurenci/ruchliwe rośliny pionierskie, comstres - konkurenci/rośliny odporne na stres, csr – strategia mieszana, rud – ruchliwe rośliny pionierskie, stres - rośliny odporne na stres, stresrud – ruchliwe rośliny pionierskie odporne na stres. Wskaźniki ekologiczne: L – świetlny, T – termiczny, F – wilgotności gleby, K – kontynentalizmu, R – odczynu gleby, S – zasolenia, N – trofizmu gleby. Parametry siedliskowe: odl – odległość od granicy lasu, wys – wysokość n.p.m., nachylenie – nachylenie stoku, typ siedliskowy lasu: DicranoPinion/ AlnoUlmion/ Carpinionbetuli/ Fagionsylvaticae, typ – stopień przekształcenia siedlisk, FDis – dyspersja funkcjonalna, Fric – różnorodność funkcjonalna.

3.5. Kształtowanie się strefy ekotonowej zbiorowisk leśnych graniczących z terenami przemysłowymi

3.5.1. Ocena zasięgu efektu brzegowego w gradiencie przestrzennym

Analiza α – różnorodności

Analiza strefy ekotonowej graniczącej z terenami przemysłowymi nie wykazała istotnych różnic w porównaniu do strefy przejściowej i strefy głębokiego lasu, które mogłyby świadczyć o obecności „efektu brzegowego”. Zaobserwowano natomiast istotnie niższy wskaźnik bogactwa gatunkowego we wnętrzu lasu (Ryc. 13, Tab. 12).

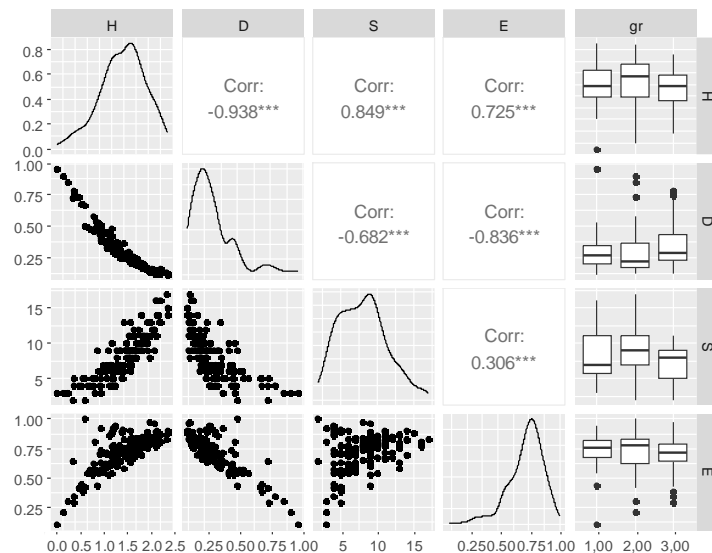


Ryc. 13. Wyróżnione grupy wraz z przedziałami międzykwartylowymi na podstawie wartości wskaźników α – różnorodności w zależności od odległość od brzegu lasu dla transektów graniczących z terenami przemysłowymi określone za pomocą testu Kruskal-Wallis’a oraz testu post-hoc Conovera. 1 – strefa ekotonowa (0 – 20 m od brzegu lasu), 2 – strefa pośrednia (40 – 60 m od brzegu lasu), 3 – strefa wewnętrzna (100 – 200 m od brzegu lasu). Istotność statystyczna: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1.

Tab. 12. Wyniki testu Kruskal-Wallis'a oraz testu post-hoc Conovera dla wskaźników α – różnorodności w zależności od odległość od brzegu lasu dla transektów graniczących z terenami przemysłowymi. 1 – strefa ekotonowa (0 – 20 m od brzegu lasu), 2 – strefa pośrednia (40 – 60 m od brzegu lasu), 3 – strefa wewnętrzna (100 – 200 m od brzegu lasu). Istotność statystyczna: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1.

TERENY POPRZEMYSŁOWE		
Wskaźnik Shannona-Weinera [H]		
	Różnica średnich rang [Difference]	Prawdopodobieństwo [Pvalue] Istotność statystyczna [Signif.]
1-2	-10,2	0,28
1-3	9,15	0,28
2-3	19,4	0,06 .
Wskaźnik Simpsona [D]		
1-2	7,92	0,41
1-3	-11,9	0,16
2-3	-19,8	0,05 .
Bogactwo gatunkowe [S]		
1-2	-12,8	0,18
1-3	8,62	0,30
2-3	21,4	0,03 *
Wskaźnik równomierności gatunkowej (evenness) [E]		
1-2	-0,08	0,99
1-3	12,4	0,14
2-3	12,5	0,22

Wskaźniki α – różnorodności wykazują silną ujemną korelację pomiędzy wskaźnikiem dominacji Simpsona a wskaźnikiem różnorodności Shannona-Weinera [-.938***] oraz dodatnią korelację pomiędzy wskaźnikiem bogactwa gatunkowego a wskaźnikiem różnorodności Shannona-Weinera [0.849***]. Gęstość wartości rozkładu współczynników pól badawczych transektów graniczących z polami przemysłowymi wskazuje o bardzo wysokim udziale pól badawczych charakteryzujących pośrednią wartością różnorodności gatunkowej [H] oraz dużym udziale pól badawczych o wyższym stopniu równomierności [E]. Występował bardzo wysoki udział siedlisk o niskiej lub pośredniej wartości wskaźnika bogactwa gatunkowego [S]. Pod względem dominacji gatunkowej [D] występuje wysoki udział siedlisk o niskiej, a także pośredniej wartości tego wskaźnika (Ryc. 14).



Ryc. 14. Wykres macierzy korelacji Pearsona pomiędzy wskaźnikami α – różnorodności w zależności od odległości od brzegu lasu dla transektów graniczących z terenami poprzemysłowymi. H – wskaźnik Shannona-Weinera, D – wskaźnik Simpsona, S – bogactwo gatunkowe, E – wskaźnik równomierności gatunkowej (evenness), gr – odległość od brzegu lasu: 1 – strefa ekotonowa (0 – 20 m od brzegu lasu), 2 – strefa pośrednia (40 – 60 m od brzegu lasu), 3 – strefa wewnętrzna (100 – 200 m od brzegu lasu), Corr – wartość współczynnika korelacji Pearsona. Istotność statystyczna: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘,’ 1.

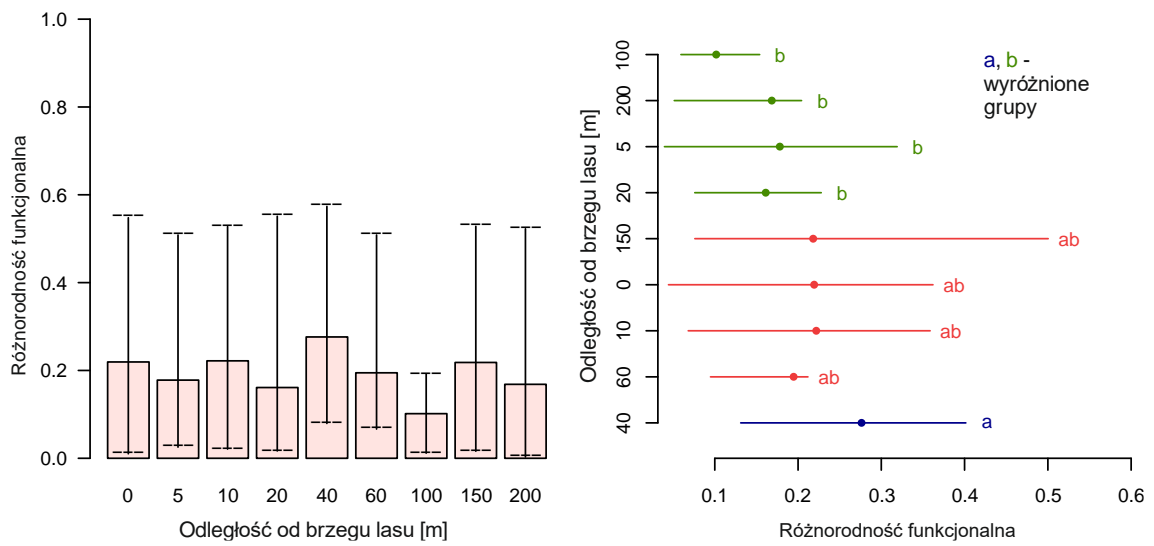
3.5.2. Ocena intensywności zmian w efekcie brzegowym

Zgrupowanie siedlisk na podstawie zróżnicowania bogactwa funkcjonalnego w zależności od skali przestrzennej wzdłuż gradientu odległości od brzegu lasu

Wskaźnik bogactwa różnorodności funkcjonalnej wykazuje niskie wartości w obrębie całego transektu oraz nierównomierną fluktuację w gradiencie odległości od brzegu lasu. W odległość od 0 – 5 m od brzegu lasu występuje spadek wartości wskaźnika, następnie do 40 m od brzegu lasu wartość wskaźnika rośnie po czym gwałtownie spada do minimalnej wartości w 100 m od brzegu lasu by w 150 m gwałtownie wzrosnąć i utrzymać się na podobnym poziomie do pola badawczego umiejscowionego w odległości 200 m od brzegu lasu. Pola badawcze umiejscowione na brzegu lasu (0 m) oraz w odległości 10, 60, 150 m od brzegu lasu wykazują wartości pośrednie wskaźnika FD –FRic wyróżnionych grup (ab). Grupa a wyróżniona dla wyższej średniej wartości wskaźnika FD – FRic obejmowała tylko pola badawcze umiejscowione w odległości 40 m od brzegu lasu. Natomiast grupa b dla niskich wartości wskaźnika FD – FRic obejmuje pola badawcze umiejscowione kolejno w 5, 20, 100, 200 m odległości od brzegu lasu (Tab. 13, Ryc. 15).

Tab. 13. Wyniki testu Kruskala-Wallis'a oraz testu post-hoc Conovera dla różnorodności funkcjonalnej (FD) w zależności od odległości od brzegu lasu [m] dla transektów graniczących z terenem przemysłowym (dla $p \leq 0.05$).

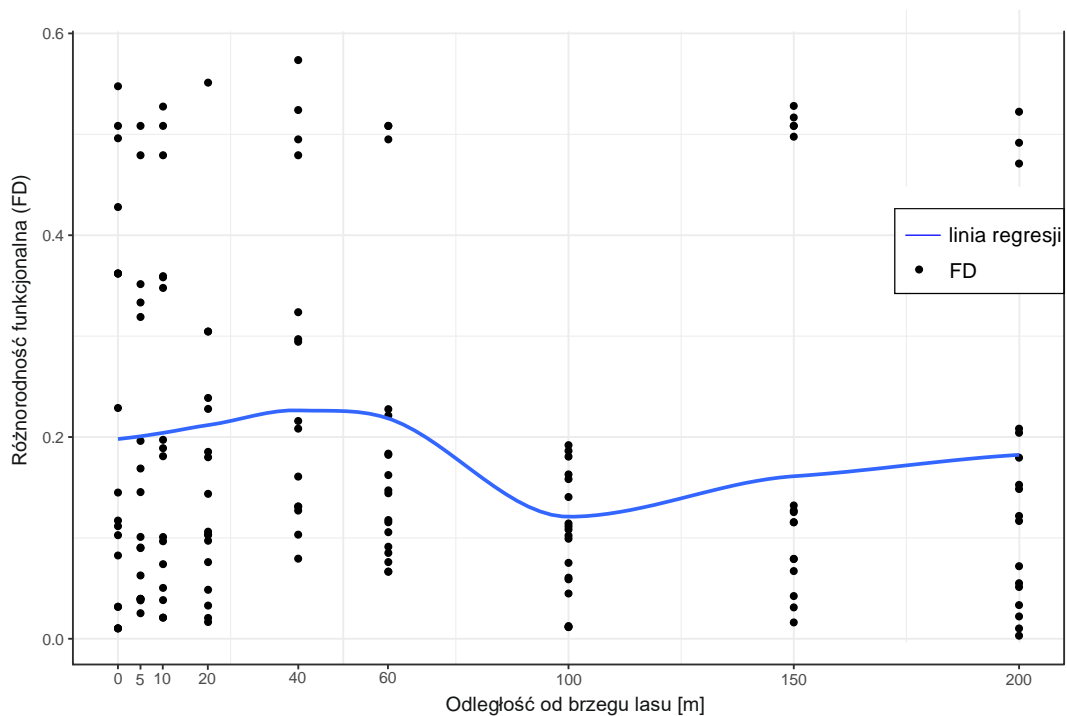
Odległość od brzegu lasu [m]	Wyróżnione grupy	Średnia FD - FRic
0	ab	0,219
5	b	0,178
10	ab	0,222
20	b	0,161
40	a	0,276
60	ab	0,195
100	b	0,102
150	ab	0,218
200	b	0,168



Ryc. 15. Wyróżnione grupy wraz z przedziałami międzykwartylowymi na podstawie wartości różnorodności funkcjonalnej (FD) zależności od odległość od brzegu lasu [m] dla transektów graniczących z terenem przemysłowym określone za pomocą testu Kruskal-Wallis'a oraz testu post-hoc Conovera (dla $p \leq 0.05$).

Analiza zależności wzorców zróżnicowania cech roślinnych w skali przestrzennej wzdłuż gradientu odległości od brzegu lasu

Transektory graniczące z terenami przemysłowymi charakteryzowały się polami badawczymi o niskiej średniej wartości wskaźnika bogactwa różnorodności funkcjonalnej. Do 40 m od brzegu lasu występowały również pola badawcze o średniej bądź wyższej wartości wskaźnika jednakże w 60 m od brzegu lasu przeważały głównie pola badawcze o niskiej wartości wskaźnika. W 100 m odległości od brzegu lasu nastąpił gwałtowny spadek już niskich wartości wskaźnika osiągając średnią wartość wskaźnika bogactwa różnorodności gatunkowej równej 0.1. W strefie wewnętrznej lasu tj. w polach badawczych w odległości 150 i 200 m od brzegu lasu pojawiły się pojedyncze pola badawcze o wyższej wartości wskaźnika FD –FRic jednakże, ich obecność nie wpłynęła znacząco na linię regresji średniej wartości różnorodności funkcjonalnej (Ryc. 16). Nie stwierdzono obecności „efektu brzegowego”, który mógłby zapewnić utrzymanie wartości wskaźnika różnorodności funkcjonalnej.



Ryc. 16. Zależność bogactwa różnorodności funkcjonalnej (FD) od odległości od brzegu lasu [m] dla transektów graniczących z terenami przemysłowymi określona za pomocą analizy korelacji Spearmana.

3.5.3. Charakterystyka strefy ekotonowej

Analiza wzorców zróżnicowania cech siedlisk, zależności od gradientów środowiskowych i skali przestrzennej odległości od brzegu lasu

Analiza RLQ dla ekotonów leśnych graniczących z terenami przemysłowymi wykazała, że wraz ze wzrostem odległości od brzegu lasu wzrasta udział gatunków rozmnażających się wegetatywnie (dystans/v) ($p=0.009$), gatunków starych lasów (dystans/Forest) ($p=0.026$) a także konkurentów, roślin odpornych na stres (dystans/comstres) ($p=0.04$) oraz ruchliwych roślin pionierskich odpornych na stres (dystans/stresrud) ($p=0.089$).

Ponadto analiza transektów graniczących z polami przemysłowymi wykazała również, że siedliska o podwyższonej różnorodności funkcjonalnej związane były z podłożem średnio kwaśnym (Fric/R) ($p=0.037$), mezo lub oligotroficznym (Fric/N) ($p=0.097$). Na siedliskach tych wzrastał udział konkurentów, rośliny odpornych na stres (Fric/comstres) ($p=0.075$), natomiast malał udział geofitów (Fric/G) ($p=0.045$). Ponadto na siedliskach tych występowały rośliny o niższym wskaźniku termicznym (Fric/T) ($p=0.1$).

Natomiast siedliska o wysokiej dyspersji funkcjonalnej wykształcone w obrębie transektów graniczących z terenami przemysłowymi wykazywały wysoki udział roślin ciepłolubnych (Fdis/T) ($p=0.014$), odpornych na susze (Fdis/F) ($p=0.018$) wśród których występowały zarówno gatunki chronione (Fdis/Protection) ($p=0.02$) jak i ruchliwe rośliny pionierskie odporne na stres (Fdis/stresrud) ($p=0.059$) rozmnażające się głównie przez nasiona (Fdis/se) ($p=0.02$), a także o mieszanym typie reprodukcji (Fdis/sv) ($p=0.062$). Siedliska o wysokiej dyspersji funkcjonalnej wykazywały się podłożem o wyższym pH (Fdis/R) ($p=0.031$) oraz wyższym udziałem roślin niskopączkowych (Fdis/C) ($p=0.085$) i makrofitów (Fdis/M) ($p=0.085$).

Analiza transektów graniczących z terenami przemysłowymi wykazała, że spadek stopnia nachylenia podłoża sprzyja występowaniu konkurentów, roślin odpornych na stres (nachylenie/comstres) ($p=0.035$). Natomiast zbocza są często zasiedlane przez roślinność preferującą glebę o odczynie zasadowym lub obojętnym (nachylenie/R) ($p=0.08$), nanofanerofity i pseudofity (nachylenie/Na) ($p=0.088$) oraz rośliny o mieszanej strategii życiowej (nachylenie/csr) ($p=0.1$). Natomiast wraz ze wzrostem wysokości

n.p.m. malał udział konkurentów, roślin odpornych na stres (wysokość/comstres) ($p=0.042$) a wzrastał udział gatunków chronionych (wysokość/Protection) ($p=0.054$).

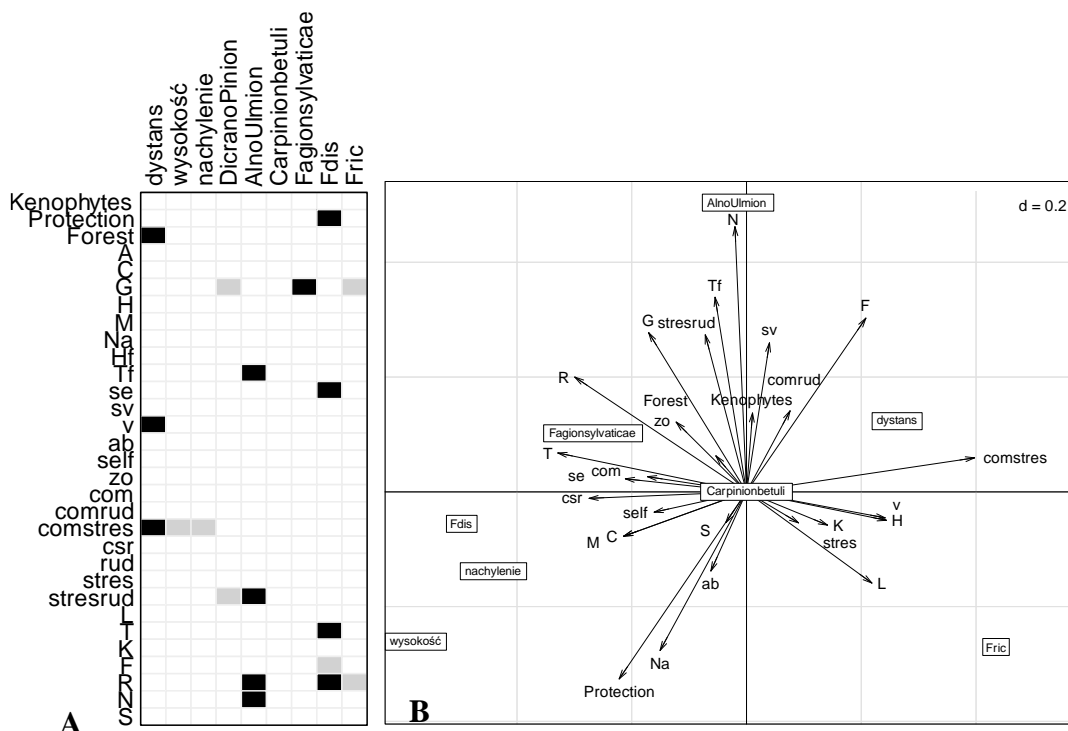
Siedliska zbiorowisk ze związku *Dicrano – Pinion* wykształcające się w obrębie transektów graniczących z terenami przemysłowymi charakteryzują się spadkiem liczebności geofitów (*DicranoPinion/G*) ($p=0.019$) oraz ruchliwych roślin pionierskich odpornych na stres (*DicranoPinion/stresrud*) ($p=0.037$) natomiast wzrostem liczebności nanofanerofitów i pseudofitów (*DicranoPinion/Na*) ($p=0.07$). Natomiast siedliska zbiorowisk ze związku *Fagion sylvaticae* charakteryzują się wysokim udziałem geofitów (*Fagionsylvaticae/G*) (0.013) ale także ruchliwych roślin pionierskich odpornych na stres (*Fagionsylvaticae/stresrud*) (0.055).

Wykazano pozytywną korelację pomiędzy wykształceniem się zbiorowisk ze związku *Alno-Ulmion* a występowaniem roślin preferującym gleby zasobne (*AlnoUlmion/N*) ($p=0.001$) o wysokim pH (*AlnoUlmion/R*) ($p=0.009$). Ponadto w siedliskach tych wzrasta udział terofitów (*AlnoUlmion/Tf*) ($p=0.021$) jednakże występują także ruchliwe rośliny pionierskie odporne na stres (*AlnoUlmion/stresrud*) ($p=0.028$) i konkurenci (*AlnoUlmion/comrud*) ($p=0.074$), spada natomiast udział gatunków hydrochorycznych, anemochorycznych (*AlnoUlmion/ab*) ($p=0.069$) (Tab. 14, Ryc. 17).

Tab. 14. Analiza fourth-corner dla RLQ ekotonów leśnych graniczących z terenami przemysłowymi. Wybrane zależności istotne statystycznie. Cechy funkcjonalne roślin: Kenophytes – kenofity, Protection – rośliny objęte ochroną, Forest – rośliny starych lasów. Formy życiowe: A – hydrofity, C – rośliny niskopączkowe, G – geofity, H – rośliny naziemnopączkowe, M – makrofity, Na – nanofanerofity/ pseudofity, Hf – mikrofanerofity, Tf – terofity. Sposoby rozmnażania: se – rozmnażanie przez nasiona, sv – rozmnażanie przez nasiona i wegetatywnie, v – rozmnażanie wegetatywne. Sposoby rozsiewania: ab – hydrochoria/anemochoria, self – autochoria, zo – zoochoria. Strategie życiowe roślin: com – konkurenci, comrud – konkurenci/ruchliwe rośliny pionierskie, comstres - konkurenci/rośliny odporne na stres, csr – strategia mieszana, rud – ruchliwe rośliny pionierskie, stres - rośliny odporne na stres, stresrud – ruchliwe rośliny pionierskie odporne na stres. Wskaźniki ekologiczne: L – świetlny, T – termiczny, F – wilgotności gleby, K – kontynentalizmu, R – odczynu gleby, S – zasolenia, N – trofizmu gleby. Parametry siedliskowe: odl – odległość od granicy lasu, wys – wysokość n.p.m., nachylenie – nachylenie stoku, typ siedliskowy lasu: DicranoPinion/ AlnoUlmion/ Carpinionbetuli/ Fagionsylvaticae, typ – stopień przekształcenia siedlisk, FDis – dyspersja funkcjonalna, Fric – bogactwo różnorodności funkcjonalnej. Istotność statystyczna: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1.

Testowane zmienne	Wektor liczbowy obserwowanej wartości	Prawdopodobieństwo [Pvalue] Istotność statystyczna [Signif.]	
AlnoUlmion/N	5,48	0,001	***
dystans/v	2,99	0,009	**
AlnoUlmion/R	2,64	0,009	**
Fagionsylvaticae/G	2,41	0,013	*
Fdis/T	2,41	0,014	*
Fdis/F	-2,25	0,018	*
DicranoPinion/G	-2,28	0,019	*
Fdis/Protection	2,25	0,02	*
Fdis/se	2,17	0,02	*
AlnoUlmion/Tf	3,06	0,021	*
dystans/Forest	2,27	0,026	*
AlnoUlmion/stresrud	3,70	0,028	*
Fdis/R	2,12	0,031	*
nachylenie/comstres	-2,01	0,035	*
DicranoPinion/stresrud	-2,81	0,037	*
Fric/R	-2,08	0,037	*
dystans/comstres	2,14	0,04	*
wysokość/comstres	-2,02	0,042	*
Fric/G	-2,00	0,045	*
wysokość/Protection	1,93	0,054	.
Fagionsylvaticae/stresrud	2,16	0,055	.

Fdis/stresrud	2,46	0,059	.
Fdis/sv	-1,90	0,062	.
AlnoUlmion/ab	-1,80	0,069	.
DicranoPinion/Na	1,84	0,07	.
AlnoUlmion/comrud	1,85	0,074	.
Fric/comstres	1,74	0,075	.
nachylenie/R	1,72	0,08	.
Fdis/C	1,70	0,085	.
Fdis/M	1,70	0,085	.
nachylenie/Na	1,67	0,088	.
dystans/stresrud	1,76	0,089	.
Fric/N	-1,71	0,097	.
nachylenie/csr	1,66	0,1	.
Fric/T	-1,64	0,1	.



Ryc. 17. Analiza fourth-corner dla RLQ ekotonów leśnych graniczących z terenami przemysłowymi. Kolor czarny - pozytywne istotne statystycznie korelacje, kolor szary - istotne statystycznie negatywne korelacje ($p < 0,05$) (A). Ordynacja cech funkcjonalnych roślin i parametrów siedliskowych dla ekotonów leśnych graniczących z terenem przemysłowym przeprowadzona za pomocą analizy RLQ (B). Cechy funkcjonalne roślin: Kenophytes – kenofity, Protection – rośliny objęte ochroną, Forest – rośliny starych lasów. Formy życiowe: A – hydrofity, C – rośliny niskopączkowe, G – geofity, H – rośliny naziemnopączkowe, M – makrofity, Na – nanofanerofity/ pseudofity, Hf – mikrofanerofity, Tf – terofity. Sposoby rozmnażania: se – rozmnażanie przez nasiona, sv – rozmnażanie przez nasiona i wegetatywnie, v – rozmnażanie wegetatywne. Sposoby rozsiewania: ab – hydrochoria/anemochoria, self – autochoria, zo – zoochoria. Strategie życiowe roślin: com – konkurenci, comrud konkurenci/ruchliwe rośliny pionierskie, comstres - konkurenci/rośliny odporne na stres, csr – strategia mieszana, rud – ruchliwe rośliny pionierskie, stres - rośliny odporne na stres, stresrud – ruchliwe rośliny pionierskie odporne na stres. Wskaźniki ekologiczne: L – świetlny, T – termiczny, F – wilgotności gleby, K – kontynentalizmu, R – odczynu gleby, S – zasolenia, N – trofizmu gleby. Parametry siedliskowe: odl – odległość od granicy lasu, wys – wysokość n.p.m., nachylenie – nachylenie stoku, typ siedliskowy lasu: DicranoPinion/ AlnoUlmion/ Carpinionbetuli/ Fagionsylvatica, typ – stopień przekształcenia siedlisk, FDis – dyspersja funkcjonalna, Fric – różnorodność funkcjonalna.

3.6. Ocena wpływu zróżnicowanego otoczenia na kształtowanie się strefy ekotonowej

3.6.1. Porównanie zasięgu efektu brzegowego

Analiza α – różnorodności

Porównując wartości wskaźników α – różnorodności w zależności od odległości od brzegu lasu w ujęciu odmiennych warunków środowiskowych wykazano, że najwyższe wartości wskaźnika różnorodności Shannona-Weinera [H] [1,82], bogactwa gatunkowego [S] [11,46] oraz równomierności gatunkowej [E] [0,76] wykazano dla transektów graniczących ze zbiornikami wodnymi, obejmując strefę ekotonową i wskazując na obecność „efektu brzegowego” na granicy lasu do 20 m od brzegu lasu. Ekoton graniczący ze zbiornikami wodnymi charakteryzował się ponadto najniższą wartością wskaźnika dominacji Simpsona [D] [0,23]. Najwyższą wartość wskaźnika dominacji Simpsona stwierdzono w strefie głębokiego lasu transektu graniczącego ze zbiornikiem wodnym [0,35], gdzie stwierdzono również najniższą wartość wskaźnika równomierności gatunkowej [0,66].

Transekty graniczące z polami uprawnymi również wykazują istotne zmiany w obrębie badanych wskaźników. Stwierdzono wyższą wartość wskaźnika różnorodności gatunkowej Shannona-Weinera oraz wskaźnika równomierności gatunkowej w strefie ekotonowej. Natomiast najwyższa wartość bogactwa gatunkowego obejmuje strefę przejściową lasu, co wskazuje na reakcję lasu w postaci „efektu brzegowego” dopiero w odległości od 40 – 60 m od brzegu lasu. Przesunięcie „efektu brzegowego” do strefy przejściowej lasu w przypadku transektów zlokalizowanych w pobliżu pól uprawnych potwierdza również zmienność wskaźnika bogactwa różnorodności funkcjonalnej (Ryc. 8, Ryc. 10, Ryc. 11, Tab. 15).

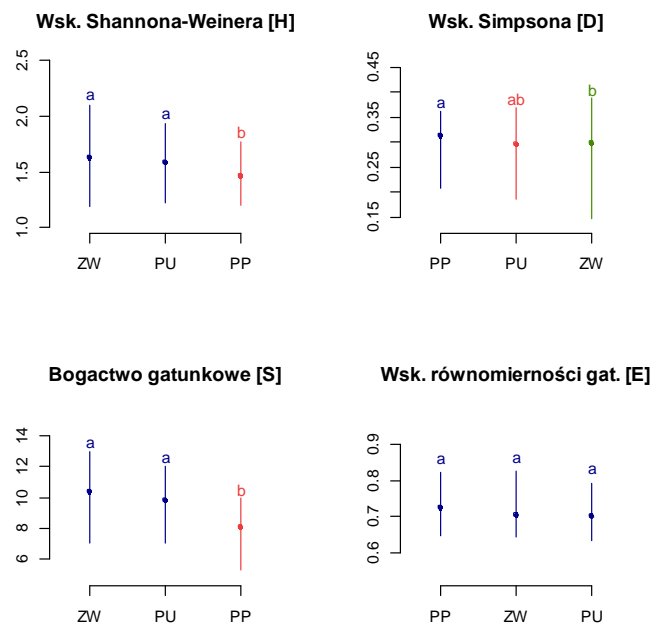
Natomiast najniższe wartości wskaźnika różnorodności Shannona-Weinera [1,39] i bogactwa gatunkowego [7,36] stwierdzono w strefie głębokiego lasu dla transektów graniczących z terenami przemysłowymi (Tab. 15). Transekty zlokalizowane w pobliżu terenów przemysłowych wykazywały niewielkie fluktuacje w obrębie całych transektów przy bardzo niskich wartościach badanych wskaźników, świadcząc o degeneracji badanych ekosystemów oraz braku wykształconej odpowiedniej strefy ekotonowej oraz zaistnienia funkcjonalnego „efektu brzegowego”.

Tab. 15. Porównanie wskaźników α – różnorodności (średnia \pm odchylenie standardowe) w zależności od odległość od brzegu lasu dla transektów graniczących ze zbiornikami wodnymi, polami uprawnymi oraz terenami poprzemysłowymi.

ZBIORNIKI WODNE				
Parametr:	ekoton (0-20 m)	strefa przejściowa (40-60m)	głęboki las (100-200 m)	ogółem
Wskaźnik Shannona [H]	1,82 \pm 0,54	1,47 \pm 0,63	1,49 \pm 0,63	1,62 \pm 0,62
Bogactwo gatunkowe [S]	11,46 \pm 4,72	9,73 \pm 4,46	9,45 \pm 3,82	10,35 \pm 4,48
Wskaźnik równomierności [E]	0,76 \pm 0,13	0,67 \pm 0,18	0,66 \pm 0,19	0,70 \pm 0,17
Wskaźnik Simpsona [D]	0,23 \pm 0,16	0,34 \pm 0,22	0,35 \pm 0,23	0,30 \pm 0,21
POLA UPRAWNE				
	ekoton (0-20 m)	strefa przejściowa (40-60m)	głęboki las (100-200 m)	ogółem
Wskaźnik Shannona [H]	1,65 \pm 0,45	1,57 \pm 0,43	1,52 \pm 0,48	1,58 \pm 0,46
Bogactwo gatunkowe [S]	9,90 \pm 3,51	9,94 \pm 3,18	9,75 \pm 3,19	9,83 \pm 3,30
Wskaźnik równomierności [E]	0,73 \pm 0,10	0,70 \pm 0,13	0,67 \pm 0,14	0,70 \pm 0,13
Wskaźnik Simpsona [D]	0,27 \pm 0,14	0,29 \pm 0,15	0,32 \pm 0,17	0,30 \pm 0,15
TERENY POPRZEMYSŁOWE				
	ekoton (0-20 m)	strefa przejściowa (40-60m)	głęboki las (100-200 m)	ogółem
Wskaźnik Shannona [H]	1,49 \pm 0,44	1,56 \pm 0,54	1,39 \pm 0,44	1,47 \pm 0,47
Bogactwo gatunkowe [S]	8,15 \pm 3,49	9,00 \pm 3,60	7,36 \pm 2,25	8,05 \pm 3,19
Wskaźnik równomierności [E]	0,74 \pm 0,13	0,73 \pm 0,17	0,71 \pm 0,16	0,72 \pm 0,15
Wskaźnik Simpsona [D]	0,29 \pm 0,14	0,30 \pm 0,20	0,34 \pm 0,17	0,31 \pm 0,16

Na podstawie porównania średnich wartości wskaźników α – różnorodności w ujęciu różnych warunków siedliskowych stwierdzono, że różnorodność gatunkowa [H] siedlisk w pobliżu terenów przemysłowych była istotnie niższa w porównaniu do siedlisk w pobliżu zbiorników wodnych [0,0003***] oraz w porównaniu do siedlisk w pobliżu pól uprawnych [0,03*]. Ponadto bogactwo gatunkowe [S] siedlisk w pobliżu terenów przemysłowych również wykazało istotnie niższą wartość w porównaniu do siedlisk w pobliżu zbiorników wodnych [0***] oraz siedlisk w pobliżu pól uprawnych [0***]. Natomiast wskaźnik dominacji Simpsona [D] wykazał istotne różnice pomiędzy siedliskami w pobliżu zbiorników wodnych a siedliskami w pobliżu terenów przemysłowych [0,001**] (Tab. 16).

Najwyższą średnią wartość wskaźnika Shannona-Weinera [H] [1,62] oraz bogactwa gatunkowego [S] [10,35] stwierdzono dla transektów graniczących ze zbiornikami wodnymi. Natomiast najniższe wartości wskaźnika Shannona-Weinera [H] [1,47] oraz bogactwa gatunkowego [S] [8,05] stwierdzono dla transektów graniczących z terenami przemysłowymi. Ponadto dla transektów graniczących z terenami przemysłowymi wykazano również najwyższe wartości wskaźnika dominacji Simpsona [D] [0,31] oraz równomierności gatunkowej [E] [0,72] (Ryc. 18, Tab. 15).



Ryc. 18. Wyróżnione grupy wraz z przedziałami międzykwartylowymi na podstawie wartości wskaźników α – różnorodności w ujęciu różnych warunków siedliskowych określone za pomocą testu Kruskal-Wallis'a oraz testu post-hoc Conovera. ZW – transekty graniczące ze zbiornikami wodnymi, PU – transekty graniczące z polami uprawnymi, PP – transekty graniczące z terenami przemysłowymi. Istotność statystyczna: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1.

Tab. 16. Wyniki testu Kruskal-Wallis'a oraz testu post-hoc Conovera dla wskaźników α – różnorodności w ujęciu różnych warunków siedliskowych. ZW – transekty graniczące ze zbiornikami wodnymi, PU – transekty graniczące z polami uprawnymi, PP – transekty graniczące z terenami przemysłowymi. Istotność statystyczna:

0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 '.' 1.

Rodzaj porównywanych transektów i wskaźników:	Różnica średnich rang [Difference]	Prawdopodobieństwo [Pvalue] Istotność statystyczna [Signif.]
Wskaźnik Shannona-Weinera [H]		
PP - PU	-35,17	0,03 *
PP - ZW	-56,81	0,0003 ***
PU - ZW	-21,64	0,17
Wskaźnik Simpsona [D]		
PP - PU	20,18	0,22
PP - ZW	50,83	0,001 **
PU - ZW	30,65	0,05 .
Bogactwo gatunkowe [S]		
PP - PU	-72,74	0 ***
PP - ZW	-84,93	0 ***
PU - ZW	-12,19	0,43
Wskaźnik równomierności gatunkowej (evenness) [E]		
PP - PU	31,49	0,06 .
PP - ZW	3,10	0,84
PU - ZW	28,39	0,07 .

Analiza korelacji współczynników α -różnorodności wykazała, zarówno dodatnie jak i ujemne korelacje. Najsilniejszą ujemną korelację, która wykazuje liniowy trend jest zależność wskaźnika Shannona-Weinera względem wskaźnika Simpsona [-0.946***]. Natomiast wskaźnik Shannona-Weinera wykazuje silną nieliniową dodatnią korelację względem bogactwa gatunkowego [0.873***] oraz liniową korelację ze wskaźnikiem równomierności gatunkowej [0.816***]. Wskaźnik Shannona-Weinera wykazuje ujemną korelację wraz ze wzrostem przekształcenia siedlisk [-0.122***]. Ponadto wskaźnik Simpsona wykazuje bardzo silną ujemną liniową korelację ze wskaźnikiem równomierności gatunkowej (evenness) [-0.902***], a także nieliniową z wskaźnikiem

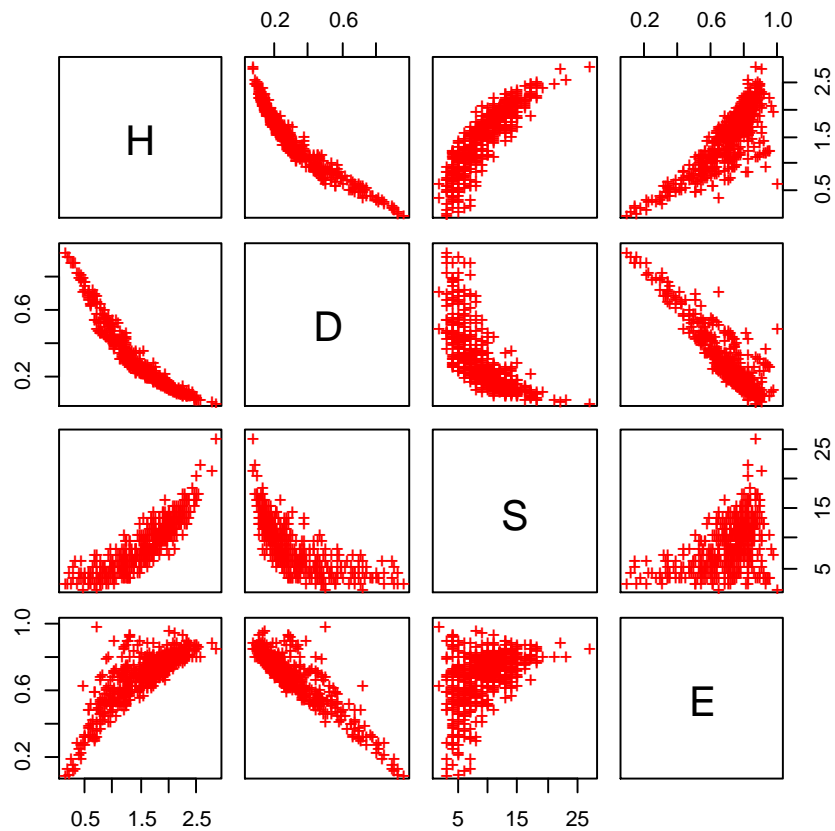
bogactwa gatunkowego [-0.720***]. Wykazano również dodatnią korelację pomiędzy bogactwem gatunkowym a równomiernością gatunkową [0.471***] a także ujemną korelację w stosunku do stopnia przekształcenia siedlisk [-0.243***] (Ryc. 19, Tab. 17).

Ponadto analiza wykazała istotne statystycznie różnice w rozkładzie wartości wskaźników α – różnorodności, w ujęciu stopnia przekształcenia siedlisk. Najsilniejszą zależność stwierdzono dla wskaźnika bogactwa gatunkowego [***], natomiast nieco słabszą dla wskaźnika Shannona-Weinera [**] oraz wskaźnika Simpsona [**] (Tab. 18).

W ujęciu odmiennych warunków środowiskowych zależności pomiędzy wskaźnikami α – różnorodności wykazują podobne trendy, najsilniejsze wartości korelacji uzyskano analizując transekty graniczące ze zbiornikiem wodnym, najsłabsze aczkolwiek nadal istotne statystycznie występują w odniesieniu do transektów graniczących z terenami przemysłowymi. Pośrednie wartości występują w ujęciu transektów graniczących w polami uprawnymi (Ryc. 4, Ryc. 9, Ryc. 14).

Rozkład średnich wartości wskaźników α – różnorodności w zależności od odległości od brzegu lasu, zarówno w przypadku transektów zlokalizowanych w sąsiedztwie zbiorników wodnych, jak i pól uprawnych wykazuje spadek wartości wskaźnika różnorodności Shannona-Weinera [H], bogactwa gatunkowego [S] oraz równomierności gatunkowej [E] wraz ze wzrostem odległości od brzegu lasu. Wskaźnik dominacji Simpsona [D] wzrasta wraz z wzrostem odległości od brzegu lasu (Ryc. 4, Ryc. 9).

Natomiast rozkład wskaźników α – różnorodności w transektach zlokalizowanych w sąsiedztwie terenów przemysłowych wykazuje odmienną zależność. Najwyższe wartości wskaźnika różnorodności Shannona-Weinera [H], bogactwa gatunkowego [S] oraz równomierności gatunkowej [E] występują w trefie przejściowej (w odległości od 40 – 60 m od brzegu lasu) wykazując malejący trend w kierunku strefy ekotonowej oraz strefy wewnętrznej lasu. Natomiast wskaźnik dominacji Simpsona [D] wykazuje najmniejszą wartość w strefie przejściowej lasu, natomiast wzrasta w strefie ekotonowej oraz strefie wewnętrznej lasu (Ryc. 14).



Ryc. 19. Wykres macierzy korelacji Pearsona pomiędzy wskaźnikami α – różnorodności w zależności od stopnia przekształcenia siedlisk. H – wskaźnik Shannona-Weinera, D – wskaźnik Simpsona, S – bogactwo gatunkowe, E – wskaźnik równomierności gatunkowej (*evenness*).

Tab. 17. Wykaz wartości współczynnika korelacji Pearsona pomiędzy wskaźnikami α – różnorodności w zależności od stopnia przekształcenia siedlisk wraz z istotnością statystyczną. H – wskaźnik Shannona-Weinera, D – wskaźnik Simpsona, S – bogactwo gatunkowe, E – wskaźnik równomierności gatunkowej (*evenness*), gr – stopień przekształcenia siedlisk. Istotność statystyczna: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1.

	H	D	S	E
D	- 0.946***			
S	0.873***	- 0.720***		
E	0.816***	- 0.902***	0.471***	
gr	- 0.122***	0.036	- 0.243***	0.050

Tab. 18. Porównanie wskaźników α – różnorodności testem Kruskala-Wallisa oraz testem post-hoc Conovera między grupami. H – wskaźnik Shannona-Weinera, D – wskaźnik Simpsona, S – bogactwo gatunkowe, E – wskaźnik równomierności gatunkowej (*evenness*), gr – rodzaje transektów. Istotność statystyczna: 0 ‘****’ 0.001 ‘***’ 0.01 ‘**’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘.’ 1.

Wskaźniki α – różnorodności	Wartość prawdopodobieństwa (pValue)	Istotność statystyczna
Wskaźnik Shannona-Weinera [H]	0.002	**
Wskaźnik Simpsona [D]	0.005	**
Bogactwo gatunkowe [S]	$8.7 * e^{-08}$	***
Wskaźnik równomierności gatunkowej [E]	0.1	.

3.6.2. Porównanie rotacji gatunkowej

Analiza β -różnorodności

Wskaźnik β -różnorodności wg Sørensen jest metodą pomiaru stopnia odmienności fitocenoz opierając się na ich składzie gatunkowym. W przypadku bardzo małej liczby wspólnych gatunków wskaźnik odmienności Sørensen wykazuje wysoką wartość zbliżoną do 1.

Analiza wskaźnika β -różnorodności wg Sørensen w badanych ekotonach leśnych wykazała, że ekotony graniczące ze zbiornikami wodnymi [0,223] wykazały wyższą heterogenizację siedlisk i liczbę unikalnych gatunków w porównaniu do ekotonów graniczących z polami uprawnymi [0,193] i terenami przemysłowymi [0,197] (Ryc. 20, Tab. 19).

Natomiast analiza zmienności gatunkowej w obrębie całych transektów wykazała, że transekty rozpoczynające się na granicy z polem uprawnymi [0,263] charakteryzowały się większą heterogenicznością niż transekty graniczące ze zbiornikami wodnymi [0,202] i terenami przemysłowymi [0,19].

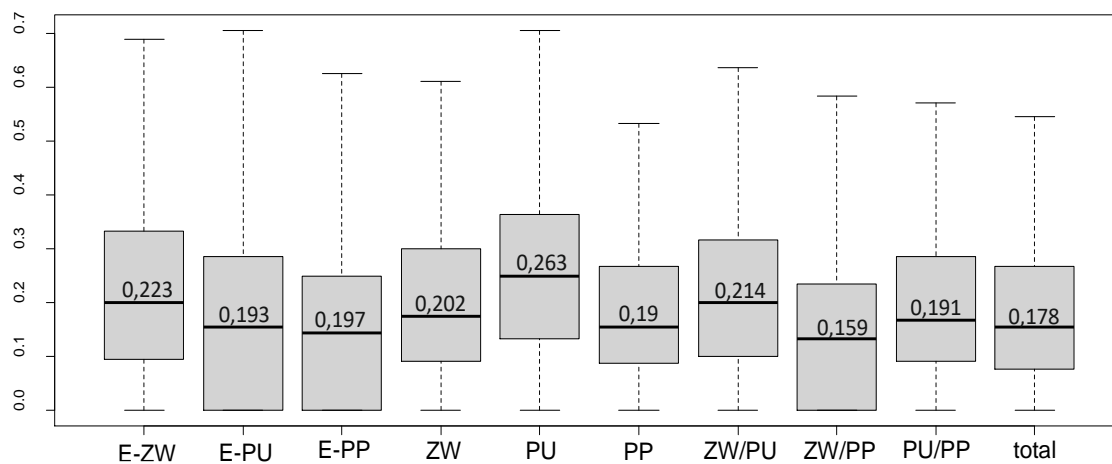
Największy udział unikalnych gatunków pomiędzy siedliskami stwierdzono porównując skład florystyczny między transektami graniczącymi ze zbiornikami wodnymi a transektami graniczącymi z polami uprawnymi [0,214]. Natomiast

najmniejszy udział unikalnych gatunków stwierdzono porównując transekty znad zbiorników wodnych z transektami graniczącymi z terenami przemysłowymi [0,159].

W stosunku do flory całkowitej największą odmiennością charakteryzowały się transekty graniczące z polami uprawnymi [0,19], natomiast najmniejszą transekty graniczące z terenami przemysłowymi [0,17] (Ryc. 20, Tab. 20).

Tab. 19. Wykaz średniej wartości wskaźnika β -różnorodności wg Sørensen w ujęciu odmiennych warunków siedliskowych określający wymianę gatunkową w obrębie ekotonów leśnych (0 – 20 m od brzegu lasu) graniczących ze zbiornikiem wodnym, polem uprawnym i terenem przemysłowym. ZW – zbiornik wodny, PU – pole uprawne, PP – tereny przemysłowe.

Typ ekotonu	Wskaźnik β -różnorodności
Ekoton przy ZW	0,223
Ekoton przy PU	0,193
Ekoton przy PP	0,197



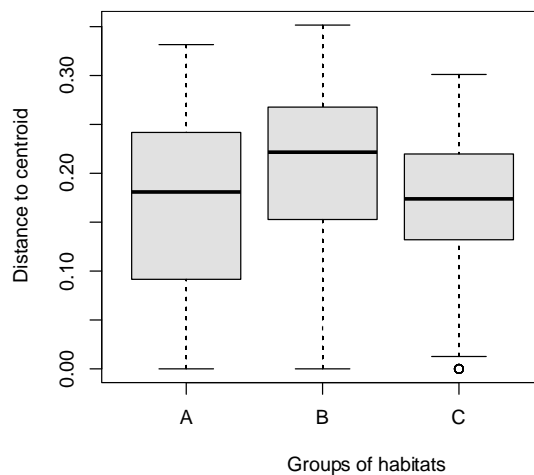
Ryc. 20. Rozkład wskaźnika β -różnorodności wg Sørensen wraz z średnią wartością w ujęciu odmiennych warunków siedliskowych określający wymianę gatunkową. E-ZW – ekotony graniczące ze zbiornikiem wodnym, E-PU – ekotony graniczące z polem uprawnym, E-PP – ekotony graniczące z terenami przemysłowymi, ZW – transekty leśne rozpoczynające się przy zbiorniku wodnym, PU – transekty leśne rozpoczynające się przy polu uprawnym. PP – transekty leśne rozpoczynające się przy terenach przemysłowych, total – flora całkowita.

Tab. 20. Wykaz średniej wartości wskaźnika β -różnorodności wg Sørensen w ujęciu odmiennych warunków siedliskowych określający wymianę gatunkową w obrębie oraz pomiędzy poszczególnymi typami siedlisk. ZW – zbiornik wodny, PU – pole uprawne, PP – tereny przemysłowe.

Typ siedliska:	Transekty przy ZW	Transekty przy PU	Transekty przy PP	Flora całkowita
Transekty przy ZW	0,20			
Transekty przy PU	0,21	0,26		
Transekty przy PP	0,16	0,19	0,19	
Flora całkowita	0,18	0,19	0,17	0,18

Analiza β -różnorodności wg Sørensen w ujęciu odmiennych warunków siedliskowych wykazała, że zarówno dla transektów przeprowadzonych w pobliżu zbiornika wodnego, pola uprawnego oraz terenu przemysłowego różnica wartości wskaźnika β -różnorodności wg Sørensen pomiędzy siedliskami jest zbliżona do 0. W ujęciu miary heterogeniczności, niska wartość różnic pomiędzy miarą wskaźnika oznacza ogólnie małą liczbę dodatkowych gatunków pomiędzy analizowanymi siedliskami. Wskazuje to, iż analizowane siedliska odznaczają się wysoką homogenicznością (Ryc. 21, Tab. 21).

Analiza odległości do środka ciężkości ordynacji testu betadisper wykazała niewielkie różnice wśród składów gatunkowych, jednakże różnice te są nieco odmienne w każdej z analizowanych grup. Potwierdza to wizualizacja za pomocą analizy wariancji z wykorzystaniem macierzy odległości (PCoA), która wykazała że, siedliska wykazują zmienność wśród dyspersji grupowych. Ścisłejsze grupowanie próbek i szerszą wariancję wśród próbek wykazały transekty zlokalizowane przy zbiornikach wodnych (A) i przy polach uprawnych (B). Natomiast siedliska zlokalizowane przy terenach przemysłowych (C) wykazywały najniższą wariancję wartości wskaźnika β - różnorodności, jednakże obecne są tu również obserwacje odstające, widoczne zarówno na diagramie jak i wykresie (Ryc. 21, Ryc. 22, Tab. 22, Tab. 23).



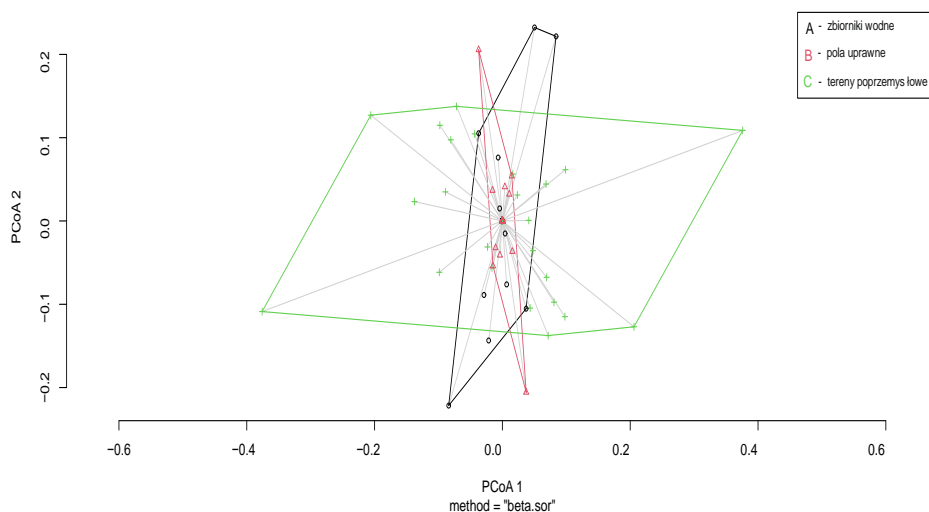
Ryc. 21. Rozkład wartości mediany stopnia dyspersji wskaźnika β -różnorodności wg Sørensen w ujęciu odmiennych warunków siedliskowych: A – las graniczący ze zbiornikiem wodnym, B - las graniczący z polem uprawnym, C - las graniczący z terenem przemysłowym.

Tab. 21. Wykaz wartości mediany stopnia dyspersji wartości wskaźnika β -różnorodności wg Sørensen w ujęciu odmiennych warunków siedliskowych: A – las graniczący ze zbiornikiem wodnym, B - las graniczący z polem uprawnym, C - las graniczący z terenem przemysłowym.

Parametr	Rodzaje siedlisk		
	A	B	C
Mediana stopnia dyspersji	0,161	0,204	0,167

Tab. 22. Wyniki testu PERMANOVA sprawdzającego istotność pomiędzy grupami rozkładu wskaźnika β -różnorodności wg Sørensen w ujęciu odmiennych warunków siedliskowych.

Parametr	Stopnie swobody (Df)	Sumy sekwencyjnych kwadratów (SumOfSqs)	R ²	Test istotności (F)	Pr(>F)
Grupa	2	-5,74	-0,41	-74,3	1
Wartość rezydualna (Residual)	510	19,7	1,41		
Ogólnie	512	14,0	1		



Ryc. 22. Analiza współrzędnych głównych (PCoA) dla porównania homogeniczności wskaźnika β -różnorodności wg Sørensen w ujęciu odmiennych warunków siedliskowych: A – las graniczący ze zbiornikiem wodnym, B - las graniczący z polem uprawnym, C - las graniczący z terenem przemysłowym.

Tab. 23. Wartości własne osi porównania homogeniczności wskaźnika β -różnorodności wg Sørensen w ujęciu odmiennych warunków siedliskowych.

Liczba dodatnich wartości własnych:	387		
Liczba ujemnych wartości własnych:	125		
Wartości własne dla poszczególnych osi PCoA:	PCoA1	PCoA2	PCoA3
	0,5	0,5	0,5

3.6.3. Porównanie intensywności zmian w efekcie brzegowym

Zgrupowanie siedlisk na podstawie zróżnicowania bogactwa funkcjonalnego cech roślinnych w ujęciu różnych warunków środowiskowych

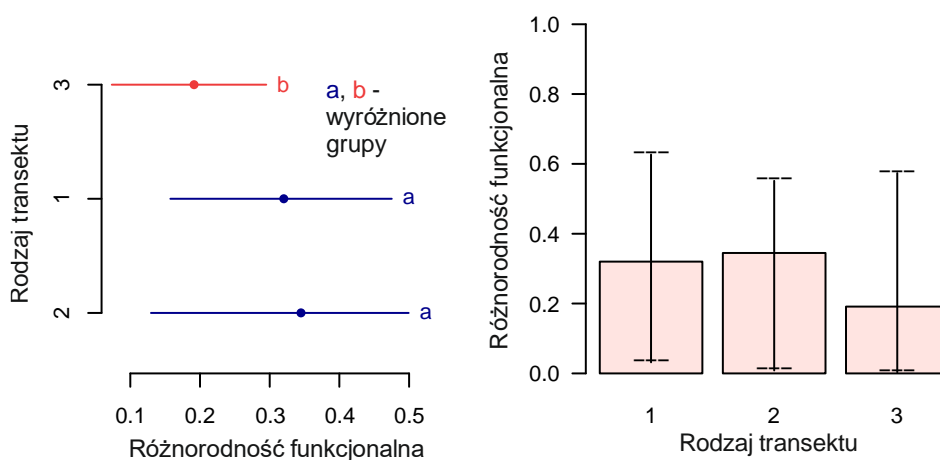
Wyniki testu Kruskala-Wallis'a oraz testu post-hoc Conovera przedstawiają podział na grupy różniące się istotnie statystycznie średnią wartością wskaźnika bogactwa różnorodności funkcjonalnej (FD) w zależności od rodzaju środowiska otaczającego ekoton.

Na podstawie analizy testu Kruskala-Wallisa oraz testu post-hoc Conovera wartości różnorodności funkcjonalnej (FD) – bogactwa funkcjonalnego (FRic) dla transektów rozmieszczonych w ekotonach leśnych graniczących ze zbiornikami wodnymi, polami uprawnymi oraz terenami przemysłowymi stwierdzono dwukrotnie niższą średnią wartość FD dla transektów graniczących z terenami przemysłowymi niż graniczącymi ze zbiornikami wodnymi lub polami uprawnymi, różnica ta była istotna statystycznie i pozwoliła wyróżnić odrębną grupę (b) dla transektów graniczących z terenami przemysłowymi. Natomiast nie wykazano różnic istotnych statystycznie pomiędzy transektami graniczącymi z polami uprawnymi oraz zbiornikami wodnymi ze względu na średnią wartość różnorodności funkcjonalnej, która w obu przypadkach wykazywała się niewielką różnicę traktując oba typy transektów jako wspólną grupę (a) (Tab. 24, Ryc. 23).

Tab. 24. Wyniki testu Kruskala-Wallis'a oraz testu post-hoc Conovera dla różnorodności funkcjonalnej (FD) w zależności od rodzaju otoczenia ekotonu.

* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$.

Typy transektów	Wyróżnione grupy	Średnia FD
1 - graniczące z zbiornikiem wodnym	a	0,320
2 - graniczące z polem uprawnym	a	0,345
3 - graniczące z terenem przemysłowym	b	0,191
Porównywane grupy	Prawdopodobieństwo [Pvalue] Istotność statystyczna [Signif.]	
1 - 2	0,27	
1 - 3	0,00 ***	
2 - 3	0,00 ***	



Ryc. 23. Wyróżnione grupy wraz z przedziałami międzykwartylowymi na podstawie wartości bogactwa różnorodności funkcjonalnej (FD) w zależności od rodzaju otoczenia ekotonu określone za pomocą testu Kruskala-Wallis'a oraz testu post-hoc Conovera (dla $p \leq 0.05$). Rodzaje transektów: 1 - graniczące ze zbiornikiem wodnym, 2 - graniczące z polem uprawnym, 3 - graniczące z terenem przemysłowym.

Zgrupowanie siedlisk przyrodniczych na podstawie zróżnicowania bogactwa funkcjonalnego w zależności od skali przestrzennej wzdłuż gradientu odległości od brzegu lasu w ujęciu różnych warunków środowiskowych

Wyniki testu Kruskala-Wallis'a oraz testu post-hoc Conovera przedstawiają podział na grupy różniące się istotnie statystycznie średnią wartością wskaźnika bogactwa różnorodności funkcjonalnej (FD) w zależności od odległości od brzegu lasu.

Najniższe wartości wskaźnika FD – FRic charakteryzowały pola badawcze transektów przeprowadzonych w lasach, które graniczyły w terenami przemysłowymi. Skrajnie niska wartość występowała w odległość 100 m od brzegu lasu osiągając wartość 0.1. Jednakże wszystkie pola badawcze transektów las – teren przemysłowy charakteryzowały się niskimi wartościami bogactwa funkcjonalnego, nie wykazując obecności „efektu brzegowego” w obrębie badanego wskaźnika.

Transekty przeprowadzone w lasach graniczących ze zbiornikami wodnymi i polami uprawnymi charakteryzowały się zbliżonymi wartościami wskaźnika bogactwa różnorodności funkcjonalnej FD – FRic, jednakże zmienność wartości tego wskaźnika w odrębie transektów w zależności od odległości od brzegu lasu wykazywał inne prawidłowości zmian w zależności od typu transektu.

W transektach przeprowadzonych w pobliżu zbiorników wodnych wartość wskaźnika malała wraz z wzrostem odległości od brzegu lasu. Najwyższa wartość występowała na brzegu lasu i stopniowo malała do 20 m od brzegu lasu obejmując ekoton i świadcząc o wykształconym „efekcie brzegowym”, następnie utrzymywała się na podobnym poziomie w strefie przejściowej lasu oraz w strefie głębokiego lasu. W transektach graniczącymi w polami uprawnymi wartość wskaźnika rosła wraz z wzrostem odległości od brzegu lasu do 60 m – osiągając maksymalną wartość – 0.42 – w strefie przejściowej lasu, w której to dopiero wystąpiły warunki odpowiadające wykształceniu się „efektu brzegowego” powodując jego przesunięcie. Następnie wartość wskaźnika stopniowo malała.

Porównując zmienność obydwu rodzajów transektów możemy zauważyć, że pola badawcze umiejscowione w 5, 10, 20 m od brzegu lasu charakteryzowały się podobną wartością wskaźnika będącego zakresie 0.34 – 0.36 dla transektów zarówno przy polach uprawnych jak i w sąsiedztwie zbiorników wodnych. Powyżej odległości 20 m od brzegu lasu wartość wskaźnika była wyższa dla transektów pól uprawnych, natomiast niższa dla transektów graniczących ze zbiornikami wodnymi. Natomiast wewnątrz lasu obydwu

typów transektów również charakteryzowało się zbliżoną wartością wskaźnika bogactwa różnorodności funkcjonalnej – 0.28.

Średnia wartość bogactwa różnorodności funkcjonalnej wykazywała nieco wyższe wartości w transektach przeprowadzonych w lasach graniczących z polami uprawnymi – 0.35 niż w lasach graniczącymi ze zbiornikami wodnymi – 0.32 (Tab. 7, Tab. 10, Tab. 13, Ryc. 5, Ryc. 10, Ryc. 15).

Analiza korelacji pomiędzy rodzajem środowiska otaczającego zbiorowisko leśne a wartością wskaźnika bogactwa różnorodności funkcjonalnej FD – FRic

Wykazano istotną statystycznie korelację rho Spearmana pomiędzy rodzajem środowiska otaczającego zbiorowisko leśne a wartością wskaźnika bogactwa różnorodności funkcjonalnej FD - FRic, dla zbiorowisk leśnych graniczącymi z polami uprawnymi, zbiornikami wodnymi i terenami przemysłowymi.

Wykazano również istotną statystycznie ujemną korelację pomiędzy wartością wskaźnika bogactwa różnorodności funkcjonalnej FD – FRic, a gradientem odległości od granicy lasu i zbiornika wodnego.

Niższą, również ujemną zależność wykazano pomiędzy wartością wskaźnika bogactwa różnorodności funkcjonalnej FD – FRic, a gradientem odległości od granicy lasu i terenami przemysłowymi. Zarówno w transektach przeprowadzonych w lasach graniczącymi ze zbiornikami wodnymi jak i w lasach graniczącymi z terenami przemysłowymi wraz ze wzrostem odległości od brzegu lasu bogactwo różnorodności funkcjonalnej maleje.

Natomiast najslabsza, dodatnia korelacja występuje pomiędzy wskaźnikiem różnorodności funkcjonalnej a gradientem odległości od brzegu lasu graniczącego z polami uprawnymi, wskazując na przesunięcie „efektu brzegowego” z strefy ekotonowej do strefy przejściowej lasu (Tab. 25).

Tab. 25. Wyniki analizy korelacji rho Spearmana dla bogactwa różnorodności funkcjonalnej (FD - FRic) w zależności od rodzaju otoczenia ekotonu oraz w zależności od odległości od brzegu lasu dla transektów graniczących ze zbiornikami wodnymi, polami uprawnymi, terenami przemysłowymi. * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$.

Zależność:	Wskaźnik korelacji rho Spearmana	Prawdopodobieństwo [Pvalue] Istotność statystyczna [Signif.]
• różnorodności funkcjonalnej (FD) od rodzaju otoczenia ekotonu	-0,26	0,00000001 ***
• różnorodności funkcjonalnej (FD) od odległości od brzegu lasu:		
- dla transektów graniczących ze zbiornikiem wodnym	-0,19	0,01 **
- dla transektów graniczących z polem uprawnym	0,01	0,91
- dla transektów graniczących z terenem przemysłowym	-0,06	0,46

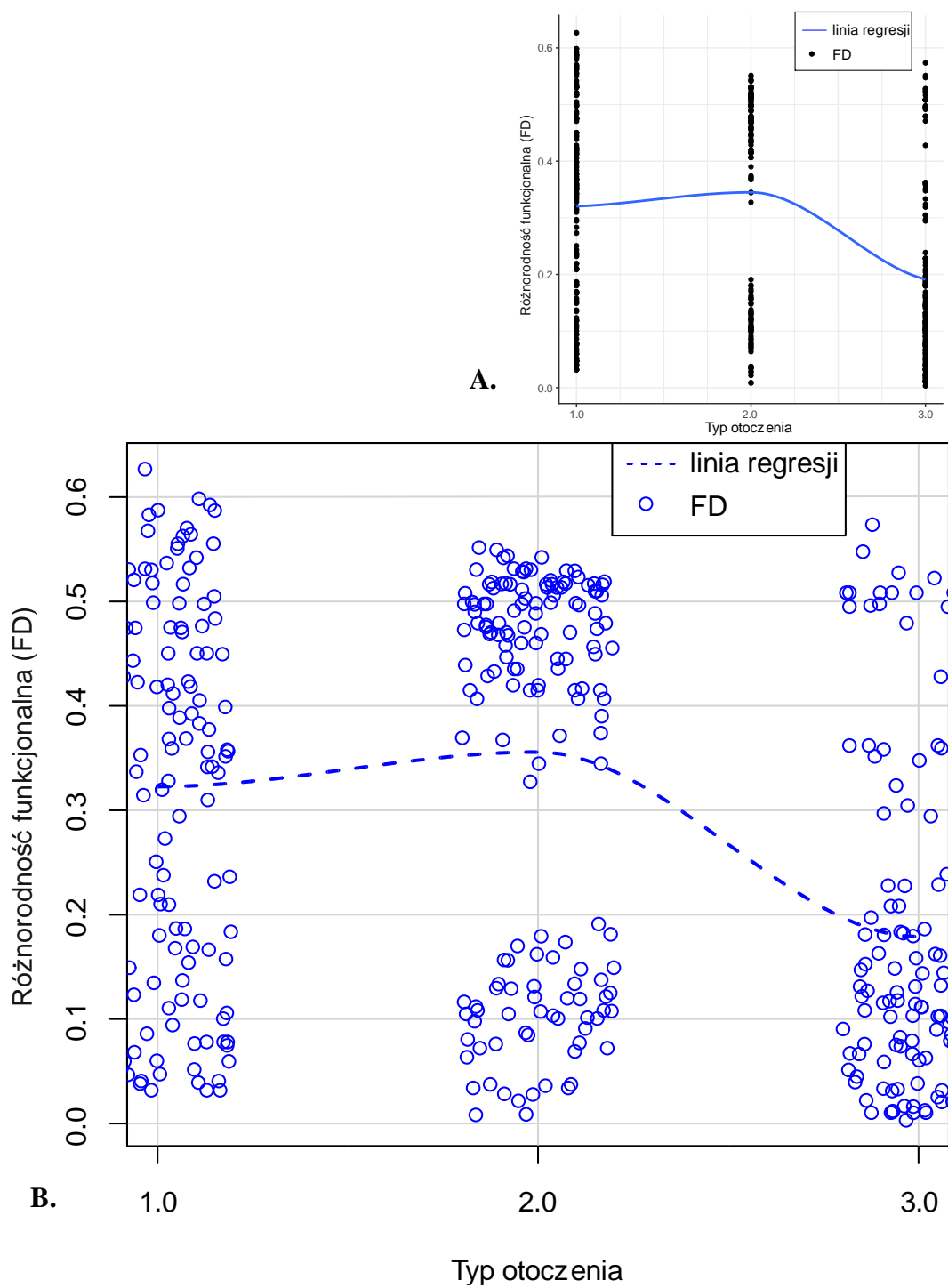
Analiza korelacji bogactwa różnorodności funkcjonalnej w zależności od rodzaju środowiska otaczającego

Wykazano istotny statystycznie wpływ otoczenia oraz stopnia jego przekształcenia na wartość bogactwa różnorodności funkcjonalnej. Tereny przemysłowe w istotny sposób wpływają na obniżenie bioróżnorodności funkcjonalnej w graniczących siedliskach leśnych. Wysokie natężenie szkodliwych czynników wpływa na zbiorowiska leśne, uniemożliwiając wykształcenie ochronnego „efektu brzegowego” i powodując degenerację całych kompleksów leśnych.

Wartości wskaźnika różnorodności funkcjonalnej $FD - FRic$ dla transektów graniczących ze zbiornikami wodnymi wykazuje wysoką, równomierną zmienność w obrębie analizowanych pól badawczych. Zawierając pola badawcze o najwyższej wartości różnorodności funkcjonalnej powyżej 0.6, natomiast pola badawcze o niskiej różnorodności funkcjonalnej nie przyjmują skrajnie niskich wartości, świadcząc o wykształconym „efekcie brzegowym” w strefie ekotonowej lasu i pełniącym funkcje ochronne w obrębie aż do 200 m od brzegu lasu.

Transekty graniczące z polami uprawnymi charakteryzowały się wysoką rozbieżnością w obrębie wskaźników różnorodności funkcjonalnej. Pola badawcze charakteryzowały się albo wysoką wartością różnorodności funkcjonalnej albo niską, nie występowały pola badawcze o pośredniej wartości wskaźnika. Jednakże warto zaznaczyć, że większość pól badawczych znajdowała się w grupie pól badawczych o wysokim poziomie różnorodności funkcjonalnej. Natężenie czynników zewnętrznych oraz stan lasu umożliwiły wytworzenie „efektu brzegowego” dopiero w strefie przejściowej lasu (tj. w odległości od 40 – 60 m od brzegu lasu), wpływając negatywnie na strefę ekotonową lasu, jednakże z zachowaniem funkcji ochronnej dla strefy wewnętrznej lasu (tj. odległości od 100 – 200 m od brzegu lasu).

Najniższe wartości wskaźnika występowały w polach badawczych rozmieszczonych w transektach graniczących z terenami przemysłowymi i obejmowały większość analizowanych siedlisk. Jedynie nieliczne pola badawcze charakteryzowały się pośrednimi wartościami wskaźnika różnorodności funkcjonalnej a pojedyncze siedliska charakteryzowały się nieco wyższą różnorodnością funkcjonalną, jednakże nie wykazując tendencji świadczących o efektywnie wykształconym „efekcie brzegowym” (Ryc. 24).



Ryc. 24. Zależność różnorodności funkcjonalnej (FD) od rodzaju otoczenia ekotonu określona za pomocą analizy korelacji Spearmana. Transekty: 1 - graniczące z zbiornikiem wodnym, 2 - graniczące z polem uprawnym, 3 - graniczące z terenem przemysłowym. Wykres punktowy (A) i wykres rozrzutu (B).

3.6.4. Porównanie specyfiki strefy ekotonowej

Analiza zależności zgrupowań siedlisk wzdłuż transektu ekoton-las w ujęciu odmiennych warunków środowiskowych RLQ

Analiza RLQ umożliwiła pokazanie zależności pomiędzy wybranymi cechami funkcjonalnymi gatunków roślin występujących w ekotonach leśnych graniczących ze zbiornikami wodnymi, polami uprawnymi i terenami przemysłowymi a panującymi w nich warunkami środowiskowymi oraz pomiędzy stopniem przekształcenia ekotonów leśnych. Dekompozycja względem dwóch pierwszych osi RLQ zależności pomiędzy stopniem przekształcenia ekotonów leśnych łącznie stanowi 75.98% całkowitej wariancji danych (odpowiednio 44.97% pierwsza oś i 31.01% druga oś). Analiza RLQ zależności odległości od brzegu lasu dla ekotonów leśnych graniczących ze zbiornikami wodnymi wykazała dekompozycję dwóch pierwszych osi RLQ na poziomie 90.91% całkowitej wariancji danych (odpowiednio 73.13% pierwsza oś i 17.78% druga oś). Natomiast analiza RLQ zależności odległości od brzegu lasu dla ekotonów leśnych graniczących z polami uprawnymi wykazała dekompozycję dwóch pierwszych osi RLQ na poziomie 68.97% całkowitej wariancji danych (odpowiednio 40.67% pierwsza oś i 28.295% druga oś). Ponadto analiza RLQ zależności odległości od brzegu lasu dla ekotonów leśnych graniczących z terenami przemysłowymi wykazała dekompozycję dwóch pierwszych osi RLQ na poziomie 72.08% całkowitej wariancji danych (odpowiednio 45.719% pierwsza oś i 26.357% druga oś) (Tab. 26).

Tab. 26. Wyniki analizy RLQ cech funkcjonalnych roślin i parametrów siedliskowych dla ekotonów leśnych w zależności od stopnia przekształcenia siedlisk oraz w zależności od odległości od brzegu lasu dla transektów graniczących ze zbiornikami wodnymi, polami uprawnymi, terenami przemysłowymi. Dekompozycja wartości własnych dwóch osi. CI (%) – całkowita inercja (%), Korelacja L – korelacja pomiędzy tabelą pokrycia gatunków – tabela L, a osiami RLQ, IN/KN Ratio Q – stosunek inercji (tj. całkowitej wariancji objaśnianej przez osie RLQ) do maksymalnej inercji (wg oddzielnej analizy tabeli R – tabela zmiennych środowiskowych), IN/KN Ratio R – stosunek inercji do maksymalnej inercji (wg. oddzielnej analizy tabeli Q – tabela cech funkcjonalnych roślin).

Analiza RLQ:	Oś	Wartość własna	Łączna wartość inercji osi I i II	CI [%]	korelacja L	IN/KN Ratio R	IN/KN Ratio Q
• w zależności od stopnia przekształcenia siedliska:							
	I	1,02	75,98	44,97	0,53	0,85	0,61
	II	0,70		31,01	0,53	0,93	0,65
• w zależności od odległości od brzegu lasu:							
1 - transekty przy zbiorniku wodnym	I	2,75	90,91	73,13	0,65	0,92	0,67
	II	0,67		17,79	0,47	0,96	0,75
2 - transekty przy polu uprawnym	I	0,62	68,97	40,67	0,42	0,87	0,54
	II	0,43		28,3	0,43	0,83	0,77
3 – transekty przy terenie przemysłowym	I	1,19	72,08	45,72	0,57	0,72	0,55
	II	0,68		26,36	0,51	0,9	0,54

**Analiza wzorców zróżnicowania cech siedlisk, zależności od gradientów
środowiskowych transektów w ujęciu wpływu stopnia przekształcenia
antropogenicznego**

Analiza RLQ siedlisk w zależności do stopnia ich przekształcenia wykazała, że wraz ze wzrostem przekształcenia siedlisk (typ) wzrasta udział gatunków odpornych na susze (typ/F) ($p=0.001$), preferujących gleby zasadowe lub obojętne (typ/R) ($p=0.002$), autochorycznych (typ/self) ($p=0.01$), ciepłolubnych (typ/T) ($p=0.017$). Stwierdzono również zależność pomiędzy stopniem przekształcenia siedlisk a wzrostem udziału gatunków półcienistych (typ/L) ($p=0.073$) oraz ruchliwych roślin pionierskich odpornych na stres (typ/stresrud) ($p=0.084$). Tereny o wysokim stopniu przekształcenia siedlisk były również w wysokim stopniu zasiedlane przez gatunki charakteryzujące się wysokim wskaźnikiem trofizmu – w tym przenawożone (typ/N) ($p=0.084$).

Ponadto stwierdzono również wysoki związek zbiorowiska Alno – Ulmion z roślinnością o wysokim wskaźniku wilgotności gleby (AlnoUlmion/F) ($p=0.001$) a także z roślinnością gleb eutroficznych (AlnoUlmion/N) ($p=0.009$), obojętnych lub zasadowych (AlnoUlmion/R) ($p=0.015$). Wśród roślinności zbiorowisk Alno – Ulmion występują również gatunki wykazujące tolerancję na nieznaczną zawartość soli (AlnoUlmion/S) ($p=0.042$), światłolubne (AlnoUlmion/L) ($p=0.066$) oraz rozmnażające się zarówno przez nasiona jak i wegetatywnie (AlnoUlmion/sv) ($p=0.068$).

Wykazano, że strefa brzeżna lasu jest silnie związana z gatunkami ciepłolubnymi (dystans/T) ($p=0.001$) Natomiast wzrost odległości od brzegu lasu wysoce koreluje z wzrostem udziału gatunków preferujących kwaśny odczyn (dystans/R) ($p=0.001$) oraz niski trofizm gleb (dystans/N) ($p=0.001$). Podobną zależność wykazuje roślinność zbiorowisk Dicrano-Pinion (DicranoPinion/N) ($p=0.001$), (DicranoPinion/R) ($p=0.002$). Analiza wykazała również, ujemną korelację pomiędzy wzrostem odległości od brzegu lasu a liczbą konkurentów (dystans/com) ($p=0.003$). Natomiast wykazano silną korelację pomiędzy wzrostem odległości od brzegu lasu a liczbą gatunków starych lasów (dystans/Forest) ($p=0.012$). Negatywną istotną statystycznie korelację stwierdzono w przypadku spadku liczby gatunków rozmnażanych przez nasiona wraz ze wzrostem odległości od granicy lasu (dystans/se) ($p=0.02$). Siedliska przy granicy lasu były liczniejsze w gatunki terenów wilgotnych (dystans/F) ($p=0.028$) oraz gatunki o niskim wskaźniku kontynentalizmu (dystans/K) ($p=0.029$). W strefie brzeżnej lasu częściej

występowały gatunki tolerujące nieznaczną zawartość soli (dystans/S) ($p=0.051$) autochory (dystans/self) ($p=0.08$) oraz kenofity (dystans/Kenophytes) ($p=0.094$).

Siedliska, które wykazywały wysoką wartość różnorodności funkcjonalnej charakteryzowały się niskim udziałem gatunków rozmnażających zarówno przez nasiona jak i wegetatywnie (Fric/sv) ($p=0.003$), a także niskim udziałem gatunków ciepłolubnych (Fric/T) ($p=0.008$) i preferujących zasadowe podłoże (Fric/R) ($p=0.012$). Siedliska o wysokiej wartości różnorodności funkcjonalnej były ubogie w gatunki o mieszanej strategii życiowej (Fric/csr) ($p=0.03$) oraz geofity (Fric/G) ($p=0.033$), a także ubogie w ruchliwe rośliny pionierskie odporne na stres (Fric/stresrud) ($p=0.056$).

Siedliska o wysokiej dyspersji funkcjonalnej wykazują się znacznym udziałem gatunków rozmnażających się głównie przez nasiona (Fdis/se) ($p=0.017$), cieniolumbnych (Fdis/L) ($p=0.028$), preferujących gleby suche (Fdis/F) ($p=0.036$) należących do ruchliwych roślin pionierskich odpornych na stres (Fdis/stresrud) ($p=0.048$). Pod względem wskaźnika termicznego wykazujące tolerancję na wysokie temperatury (Fdis/T) ($p=0.063$). Wraz ze wzrostem wskaźnika dyspersji funkcjonalnej możliwy jest również wzrost udziału autochorów (Fdis/self) ($p=0.068$).

Na siedliskach o niskim stopniu nachylenia podłoża wzrastał udział geofitów (nachylenie/G) ($p=0.005$). Siedliska występujące na zboczach były również związane z roślinnością preferującą gleby zasadowe lub obojętne (nachylenie/R) ($p=0.039$). Rośliny naziemnopączkowe są często związane z siedliskami o nachylnym zboczu (nachylenie/H) ($p=0.09$). Analiza pod względem wysokości badanych powierzchni wykazała, że wraz ze jej wzrostem wzrasta udział roślin o mieszanej strategii życiowej (wysokość/csr) ($p=0.039$), natomiast maleje udział konkurentów, roślin odpornych na stres (wysokość/comstres) ($p=0.083$).

W zbiorowiskach z *Dicrano-Pinion* obserwuje się wzrost udziału gatunków preferujących kwaśny odczyn (DicranoPinion/R) ($p=0.002$) oraz niski trofizm gleb (DicranoPinion/N) ($p=0.001$). Natomiast spadek udziału gatunków o zdolnościach rozmnażania zarówno wegetatywnym jak i generatywnym (DicranoPinion/sv) ($p=0.015$). W zbiorowiskach z *Dicrano-Pinion* wykazano również obecność gatunków chronionych (DicranoPinion/Protection) ($p=0.019$) preferujących gleby o niskim stopniu wilgotności (DicranoPinion/F) ($p=0.025$). Wykazano ujemną korelację obecności ruchliwych, pionierskich gatunków odpornych na stres w zbiorowiskach z *Dicrano-Pinion* (DicranoPinion/stresrud) ($p=0.033$). W zbiorowiskach z *Dicrano-Pinion* często

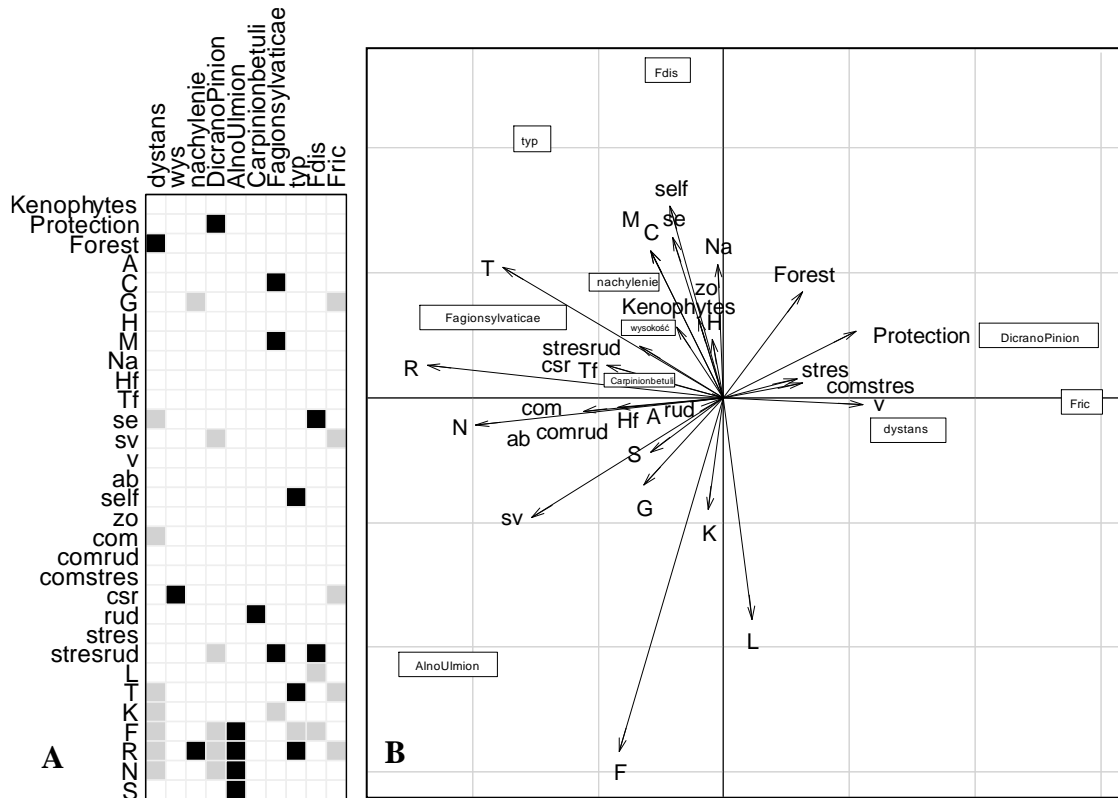
występowały gatunki rozmnażające się w głównie w sposób wegetatywny (DicranoPinion/v) ($p=0.067$).

Wykazano pozytywną korelację pomiędzy wykształceniem się zbiorowisk ze związku *Fagion sylvaticae* a występowaniem roślin niskopączkowych (Fagionsylvaticae/C) ($p=0.023$) oraz makrofitów (Fagionsylvaticae/M) ($p=0.023$). W siedliskach tych stwierdzono również występowanie ruchliwych roślin pionierskich odpornych na stres (Fagionsylvaticae/stesrud) ($p=0.037$) o niskim wskaźniku kontynentalizmu (Fagionsylvaticae/K) ($p=0.044$). Zbiorowiska ze związku *Fagion sylvaticae* sprzyjają również występowaniu terofitów (Fagionsylvaticae/Tf) ($p=0.065$), natomiast ustępują w nich gatunki rozmnażające się głównie wegetatywnie (Fagionsylvaticae/v) ($p=0.072$). Zbiorowiska ze związku *Fagion sylvaticae* zasiedlone są głównie przez organizmy ceniolubne (Fagionsylvaticae/L) ($p=0.086$). W zbiorowiskach ze związku *Carpinion betuli* wykazano udział ruchliwych roślin pionierskich (Carpinionbetuli/rud) ($p=0.038$) (Ryc. 25, Tab. 27).

Tab. 27. Analiza fourth-corner dla RLQ ekotonów leśnych w zależności do stopnia przekształcenia siedlisk. Wybrane zależności istotne statystycznie. Cechy funkcjonalne roślin: Kenophytes – kenofity, Protection – rośliny objęte ochroną, Forest – rośliny starych lasów. Formy życiowe: A – hydrofity, C – rośliny niskopączkowe, G – geofity, H – rośliny naziemnopączkowe, M – makrofity, Na – nanofanerofity/ pseudofity, Hf – mikrofanerofity, Tf – terofity. Sposoby rozmnażania: se – rozmnażanie przez nasiona, sv – rozmnażanie przez nasiona i wegetatywnie, v – rozmnażanie wegetatywne. Sposoby rozsiewania: ab – hydrochoria/anemochoria, self – autochoria, zo – zoochoria. Strategie życiowe roślin: com – konkurenci, comrud – konkurenci/ruchliwe rośliny pionierskie, comstres - konkurenci/rośliny odporne na stres, csr – strategia mieszana, rud – ruchliwe rośliny pionierskie, stres - rośliny odporne na stres, stresrud – ruchliwe rośliny pionierskie odporne na stres. Wskaźniki ekologiczne: L – świetlny, T – termiczny, F – wilgotności gleby, K – kontynentalizmu, R – odczynu gleby, S – zasolenia, N – trofizmu gleby. Parametry siedliskowe: odl – odległość od granicy lasu, wys – wysokość n.p.m., nachylenie – nachylenie stoku, typ siedliskowy lasu: DicranoPinion/ AlnoUlmion/ Carpinionbetuli/ Fagionsylvaticae, typ – stopień przekształcenia siedlisk, FDis – dyspersja funkcjonalna, Fric – bogactwo różnorodności funkcjonalnej. Istotność statystyczna: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1.

Testowane zmienne	Standaryzowany wektor liczbowy obserwowanej wartości	Prawdopodobieństwo [Pvalue] Istotność statystyczna [Signif.]	
dystans/T	-6,36	0,001	***
AlnoUlmion/F	11,42	0,001	***
typ/F	-9,81	0,001	***
dystans/R	-4,35	0,001	***
dystans/N	-4,78	0,001	***
DicranoPinion/N	-7,84	0,001	***
DicranoPinion/R	-3,27	0,002	**
typ/R	2,97	0,002	**
Fric/sv	-2,51	0,003	**
dystans/com	-2,69	0,003	**
nachylenie/G	-2,90	0,005	**
Fric/T	-2,48	0,008	**
AlnoUlmion/N	2,41	0,009	**
typ/self	2,68	0,01	**
dystans/Forest	2,33	0,012	*
Fric/R	-2,33	0,012	*
DicranoPinion/sv	-2,39	0,015	*
AlnoUlmion/R	2,39	0,015	*
Fdis/se	2,14	0,017	*
typ/T	2,47	0,017	*
DicranoPinion/Protection	2,23	0,019	*

dystans/se	-2,32	0,021	*
Fagionsylvaticae/C	2,20	0,023	*
Fagionsylvaticae/M	2,20	0,023	*
DicranoPinion/F	-2,27	0,025	*
Fdis/L	-2,17	0,028	*
dystans/F	-2,12	0,028	*
dystans/K	-2,14	0,029	*
Fric/csr	-2,17	0,03	*
Fric/G	-2,42	0,033	*
DicranoPinion/stresrud	-2,07	0,033	*
Fdis/F	-2,01	0,036	*
Fagionsylvaticae/stresrud	2,49	0,037	*
Carpinionbetuli/rud	2,52	0,038	*
wysokość/csr	2,00	0,039	*
nachylenie/R	2,00	0,039	*
AlnoUlmion/S	1,91	0,042	*
Fagionsylvaticae/K	-2,02	0,044	*
Fdis/stresrud	2,25	0,048	*
dystans/S	-1,92	0,051	.
Fric/stresrud	-1,92	0,056	.
Fdis/T	1,88	0,063	.
Fagionsylvaticae/Tf	1,82	0,065	.
AlnoUlmion/L	1,77	0,066	.
DicranoPinion/v	1,82	0,067	.
AlnoUlmion/sv	1,72	0,068	.
Fdis/self	1,80	0,068	.
Fagionsylvaticae/v	-1,80	0,072	.
typ/L	-1,81	0,073	.
dystans/self	-1,75	0,08	.
wysokość/comstres	-1,77	0,083	.
typ/stresrud	1,80	0,084	.
Fagionsylvaticae/L	-1,74	0,086	.
typ/N	1,74	0,086	.
nachylenie/H	1,66	0,09	.
dystans/Kenophytes	-1,62	0,094	.



Ryc. 25. Analiza fourth-corner dla RLQ ekotonów leśnych w zależności do stopnia przekształcenia siedlisk. Kolor czarny - pozytywne istotne statystycznie korelacje, kolor szary - istotne statystycznie negatywne korelacje ($p < 0,05$) (A). Ordynacja cech funkcjonalnych roślin i parametrów siedliskowych dla ekotonów leśnych w zależności od stopnia przekształcenia siedlisk przeprowadzona za pomocą analizy RLQ (B). Cechy funkcjonalne roślin: Kenophytes – kenofity, Protection – rośliny objęte ochroną, Forest – rośliny starych lasów. Formy życiowe: A – hydrofity, C – rośliny niskopączkowe, G – geofity, H – rośliny naziemnopączkowe, M – makrofity, Na – nanofanerofity/ pseudofity, Hf – mikrofanerofity, Tf – terofity. Sposoby rozmnażania: se – rozmnażanie przez nasiona, sv – rozmnażanie przez nasiona i wegetatywnie, v – rozmnażanie wegetatywne. Sposoby rozsiewania: ab – hydrochoria/anemochoria, self – autochoria, zo – zoochoria. Strategie życiowe roślin: com – konkurenci, comrud – konkurenci/ruchliwe rośliny pionierskie, comstres - konkurenci/rośliny odporne na stres, csr – strategia mieszana, rud – ruchliwe rośliny pionierskie, stres - rośliny odporne na stres, stresrud – ruchliwe rośliny pionierskie odporne na stres. Wskaźniki ekologiczne: L – świetlny, T – termiczny, F – wilgotności gleby, K – kontynentalizmu, R – odczynu gleby, S – zasolenia, N – trofizmu gleby. Parametry siedliskowe: odl – odległość od granicy lasu, wys – wysokość n.p.m., nachylenie – nachylenie stoku, typ siedliskowy lasu: DicranoPinion/ AlnoUlmion/ Carpinionbetuli/ Fagionsylvaticae, typ – stopień przekształcenia siedlisk, FDis – dyspersja funkcjonalna, Fric – różnorodność funkcjonalna.

4. Dyskusja

4.1. Zasięg i charakterystyka efektu brzegowego

Badania potwierdziły, iż obecność i intensywność zmian charakteryzujących efekt brzegowy jest zależny od stopnia przekształcenia antropogenicznego siedlisk. Najwięcej istotnych zmian, które przemawiają za intensyfikacją efektu brzegowego stwierdzono w ekotonach leśnych graniczących ze zbiornikami wodnymi, które wykazywały się najmniejszym stopniem ingerencji człowieka. Ponadto siedliska leśne graniczące z terenami rolnymi o średnim stopniu przekształcenia siedlisk, również przejawiały efekt brzegowy jednakże w mniejszym stopniu. Tereny przemysłowe będące pod silną presją ingerencji człowieka, wykazujące najwyższy stopień przekształcenia siedlisk nie wykazały obecności efektu brzegowego.

Znaczenie stopnia ingerencji człowieka dla wykształcenia się efektu brzegowego zostało również potwierdzone w analizie porównawczej efektu brzegowego uwzględniającej pochodzenie naturalne lub antropogeniczne brzegu lasu wykazując, że większy wpływ efektu brzegowego obserwowany był w naturalnie powstałej strefie brzeżnej lasu (Harper i in. 2015).

Ostateczny zasięg efektu brzegowego został określony na odległość 20 m od brzegu lasu dla ekotonów graniczących ze zbiornikami wodnymi i polami uprawnymi.

Również inne badania potwierdzają obecność wpływu efektu brzegowego w odległości od 0 – 20 m od brzegu lasu, który został określony na podstawie m. in. zagęszczenia roślin w warstwie podszytu (Euskirchen i in. 2001), zagęszczenia drzew (Palik i Murphy 1990; Oosterhoorn i Kappelle 2000; Russell i in. 2000; Harper i Macdonald 2001; Cayuela i in. 2009) i ukształtowania korony oraz pnia drzew (Oliver i Larson 1996; Matlack i Litvaitis 1999).

Badania Kewu i in. (2014), które obejmowały ekotony lasów liściastych oraz ekotony lasów iglastych wykazały strefę ekotonową o szerokości od 30 do 60 m w zależności od charakterystyki stanowiska. Badania w czeskich lasach gospodarczych wykazały zasięg efektu brzegowego od 4 do 18 m od brzegu lasu – średni zasięg efektu brzegowego został określony na 8 m od brzegu lasu. Jednakże stwierdzono

również, że na obszarze do 15 m od brzegu lasu zagęszczenie naturalnego odnowienia drzewostanu utrzymywało się na podobnym poziomie (Šálek i in. 2013).

Wyniki badań nad efektem brzegowym lasu graniczącego z drogą szybkiego ruchu wykazały ostateczny zasięg efektu brzegowego na 20 m od brzegu lasu. Ponadto stwierdzono obecność efektu brzegowego na brzegu lasu graniczącego z drogą szybkiego ruchu na zagęszczenie w warstwie krzewów i drzew w warstwie podszytu w obrębie 60 m od brzegu lasu, natomiast wpływ na zagęszczenie warstwy drzew na 150 m, przy czym największy wpływ występuje w pierwszych 5 m od brzegu lasu (Czaja i in. 2021). W odległości 20 m od brzegu lasu stwierdzono również spadek liczby gatunków oraz pokrycia w warstwie zielnej dla lasu graniczącego z infrastrukturą drogową (Mizera, Grajewski, i Kasztelan 2016).

Podobne zależności strukturalne drzewostanów stwierdzono w efekcie brzegowym ekotonów lasów łęgowych graniczących ze zbiornikami wodnymi, jednakże zasięg efektu brzegowego został potwierdzony do 40 m od brzegu lasu. Różnice w zasięgu efektu brzegowego mogą być spowodowane większą dynamiką strefy brzeżnej lasu graniczącego z jeziorem, która jest bezpośrednio pod wpływem zmian poziomu wody, złożonej topografii, hydrologii, składu gleby (Harper i Macdonald 2001).

Efekt brzegowy znacznie przejawiał się w zmianach na poziomie α – różnorodności. Istnieją powody, dla których bogactwo gatunkowe może być wyższe w ekotonach. Po pierwsze, niektóre gatunki mogą być w stanie korzystać z zasobów dwóch sąsiednich zbiorowisk. Po drugie, może wystąpić przestrzenny przepływ masowy czyli powtarzające się rozprzestrzenianie gatunków z dwóch sąsiednich zbiorowisk do ekotonów (Wilson 2010). Najwyższą różnorodność, bogactwo gatunkowe oraz równomierność, najmniejszy stopień dominacji stwierdzono w niniejszych badaniach dla ekotonów graniczących ze zbiornikami wodnymi, które wykazywały istotną różnicę w porównaniu do siedlisk zlokalizowanych w strefie przejściowej lasu lub w głębokim lesie. Natomiast dla ekotonów graniczących z polami uprawnymi różnice obejmowały stopień równomierności wykazując najwyższą wartość w strefie ekotonowej i najmniejszy stopień dominacji w porównaniu do strefy wewnętrznej lasu (Tab. 15). Również korelacja pomiędzy badanymi wskaźnikami α – różnorodności była najwyższa dla transektów graniczących ze zbiornikami wodnymi (Ryc. 4).

Wykazano, że wzrost liczby gatunków jest większy w bardziej heterogenicznych zbiorowiskach. Za najmniej heterogeniczne zbiorowiska leśne są uznawane bory sosnowe, natomiast lasy liściaste są uznawane za zbiorowiska o wyższej

heterogeniczności. Strefy ekotonowe wykazywały wartości pośrednie. Stopień heterogeniczności może wynikać z historii powstania ekotonu, wkraczaniu gatunków sąsiednich lasów po wycince bądź innych antropogenicznych zaburzeniach (Kewu i in. 2014). Najwyższym stopniem heterogeniczności gatunkowej wykazywały się ekotony graniczące ze zbiornikami wodnymi w porównaniu do innych analizowanych ekotonów. Jednakże analiza β – różnorodności wykazała, że znaczna większość analizowanych lasów charakteryzowała się homogenicznym składem gatunkowym. Nie wykazano drastycznych zmian w składzie gatunkowym w obrębie analizowanych transektów leśnych (Ryc. 20).

Efekt brzegowy może być rozpatrywany jako istotne zwiększenie lub zmniejszenie udziału, zagęszczenia, przeżywalnością młodych osobników danego gatunku (Ibáñez i in. 2014). W badaniach wykazano gatunki wskaźnikowe dla ekotonów leśnych graniczących ze zbiornikami wodnymi takie jak: *Polytrichum commune*, *Alnus glutinosa*, *Phalaris arundinacea*, a także *Agrostis capillaris*. W ekotonach leśnych graniczących z polami uprawnymi gatunkami wskaźnikowymi były gatunki z rodzaju *Rubus sp.* oraz *Quercus rubra* i *Carex remota*. Wyróżniono również wspólne gatunki wskaźnikowe zarówno dla ekotonów przy zbiornikach wodnych oraz przy polach uprawnych takie jak: *Frangula alnus*, *Sorbus aucuparia*, *Vaccinium myrtillus*. Natomiast gatunkami wskaźnikowymi dla ekotonów graniczących z terenami przemysłowymi były: *Cornus sanguinea*, *Padus serotina*, *Calamagrostis arundinacea* (Tab. 1, Tab. 2, Tab. 3, Tab. 4, Tab. 5).

Meta-analiza danych wykazała, że procesy zależne od interakcji mutualistycznych tj. zapylanie i rozsiewanie nasion są dużo bardziej wrażliwe na działanie efektu brzegowego. Istotny wydaje się być wpływ efektu brzegowego na dyspersję nasion, która zależna jest od ich wielkości, ponieważ gatunki produkujące duże nasiona są bardziej wrażliwe na skutki fragmentaryzacji z powodu znacznego obniżenia ich dyspersji (Magrach i in. 2014). Efekt brzegowy ponadto wywierał wpływ na frekwencję gatunków z małymi zdolnościami kolonizacyjnymi powodując ich wzrost wraz ze wzrostem odległości od brzegu lasu z jednoczesnym spadkiem liczby gatunków o wysokich zdolnościach kolonizacyjnych (Hofmeister i in. 2013). W strefie ekotonowej występowały głównie pospolite gatunki lasów liściastych, często pojawiające się we wczesnych fazach regeneracji drzewostanu. Charakteryzujące się wysoką tolerancją na intensywne światło, suszę i ubogie podłoże, często osiedlające się na zaburzonych siedliskach (Kewu i in. 2014). Niniejsze badania wykazały, że wraz ze spadkiem odległości od brzegu lasu wzrastał udział ruchliwych gatunków pionierskich odpornych

na stres, kenofitów oraz gatunków rozmnażających się generatywnie, autochorycznych (Ryc. 25).

Ponadto ekotony leśne borów iglastych, które w przeszłości były narażone na zaburzenia bardziej podatne były na wkraczanie gatunków lasów liściastych. Natomiast, w przypadku braku zakłóceń występujących na wysoką skalę przez długi okres czasu ekotony leśne charakteryzują się naturalną odnową, która sprzyja zamykaniu się korony drzew i przyspiesza wzrost i regenerację gatunków tolerujących cień (Ameztegui i Coll 2011). Niskie bogactwo gatunkowe borów sosnowych może wynikać z kwaśnego odczynu gleby i niskiej zawartości składników odżywczych (Hauck 2011). Ponadto sosny mogą wytwarzać obronne fenole i terepenowe metabolity wtórne, które mogą być toksyczne dla innych gatunków (Bucyanayandi i in. 1990). W badanych zbiorowiskach borów sosnowych *Dicrano-Pinion* również zaobserwowano wzrost udziału gatunków preferujących kwaśny odczyn oraz niski trofizm gleb. Jednakże w zbiorowiskach z *Dicrano-Pinion* wykazano również obecność wielu gatunków chronionych preferujących gleby o niskim stopniu wilgotności. Wykazano ujemną korelację obecności ruchliwych, pionierskich gatunków odpornych na stres w zbiorowiskach z *Dicrano-Pinion*. W zbiorowiskach z *Dicrano-Pinion* często występowały gatunki rozmnażające się w głównie w sposób wegetatywny. Badane siedliska borów sosnowych często wykształcały się w strefie głębokiego lasu, wykazując ponadto pozytywną korelację z występowaniem geofitów a także roślin preferujących siedliska nasłonecznione oraz rośliny niskopączkowe. Wykazano natomiast ujemną korelację z występowaniem roślin odpornych na stres i konkurentów. Natomiast siedliska wysoce przekształcone i niskim wskaźniku bogactwa różnorodności gatunkowej i graniczące z terenami przemysłowymi wskazywały na spadek liczebności geofitów natomiast wzrostem liczebności nanofanerofitów i pseudofitów (Tab. 27, Tab. 14).

Antropogeniczne zaburzenia w znaczny sposób zmieniały strukturę, funkcję i dynamikę pierwotnej roślinności. Naruszone siedliska często składały się z różnych typów roślinności i były podatne na inwazje gatunków o szerokiej amplitudzie ekologicznej (Puyravaud i in. 2003). Wykazano, że wraz z wzrostem stopnia przekształcenia siedlisk wzrastał udział gatunków autochorycznych, kenofitów – w tym roślin inwazyjnych. Pod względem strategii życiowej wykazano wzrost udziału konkurentów oraz ruchliwych roślin pionierskich odpornych na stres. Wzrost stopnia przekształcenia zbiorowisk wiązał się również ze wzrostem liczby gatunków

rozsiewających się w sposób autochoryczny oraz gatunków rozmnażających się przez nasiona (Ryc. 25).

Na podstawie analizy różnorodności funkcjonalnej niniejszych badań można stwierdzić, że najmniej heterogeniczne funkcjonalnie są siedliska graniczące z terenami przemysłowymi. Wśród siedlisk graniczących z polami uprawnym występowały obszary albo o wysokiej, albo o niskiej heterogeniczności funkcjonalnej. Natomiast transekty przeprowadzone w lasach graniczących ze zbiornikami wodnymi charakteryzowały się z reguły wyższą, bądź średnią heterogenicznością funkcjonalną (Ryc. 24).

Stwierdzono, że dobrze wykształcone ekotony wykazywały zmiany w składzie gatunkowym wraz z gradientem środowiskowym np. gradientem wilgotnościowym gleby oraz gradientem troficznym gleb. Jednakże, w siedliskach silnie zaburzonych związek pomiędzy ekotonami a gradientem środowiskowym jest mniej widoczny. Badania ekotonów wykształconych pomiędzy lasami a terenami podmokłymi wykazały, że wartość bogactwa gatunkowego w ekotonach wykształconych pomiędzy tymi siedliskami zawierała się pomiędzy bogactwem gatunkowym obszarów leśnych a bogactwem gatunkowym terenów podmokłych. Trend ten jednak nie był zachowany na obszarach zdegradowanych, ponadto nie stwierdzono zmian pomiędzy wartością bogactwa gatunkowego w zależności od gradientu środowiskowego badanych siedlisk (Brownstein i in. 2015). Ekotony łagodzą niektóre niekorzystne warunki środowiska, a tym samym sprzyjają współwystępowaniu gatunków z obu sąsiadujących siedlisk, w niektórych przypadkach zawierają również gatunki ograniczone tylko do ekotonu co może powodować wzrost bogactwa gatunkowego w porównaniu z siedliskami sąsiednimi czyli wywoływać dodatni efekt brzegowy (Łuczaj i Sadowska 1997; Erdős i in. 2014, 2018). Zostało to potwierdzone również w przeprowadzonej analizie, która wykazała, że siedliska wykształcone w pobliżu zbiorników wodnych charakteryzowały się najwyższym wskaźnikiem bogactwa różnorodności funkcjonalnej do 20 m od brzegu lasu, jednakże o trendzie spadkowym do 60 m. W odległości 60 m od brzegu lasu wartość bogactwa różnorodności funkcjonalnej osiąga poziom, który utrzymuje się, aż do strefy głębokiego lasu (Ryc. 6).

Natomiast ekotony wykształcone w pobliżu terenów pól uprawnych wykazywały nieco niższą wartość bogactwa różnorodności funkcjonalnej, jednakże wartość ta wzrastała osiągając bardzo wysoką wartość w odległości 60 m od brzegu lasu, po czym spadała również w kierunku głębokiego lasu. Warto jednak zaznaczyć, że występuje tutaj

wysoka rozbieżność, ponieważ część pól badawczych charakteryzuje się bardzo niską wartością różnorodności funkcjonalnej. Siedliska leśne wykształcone w pobliżu terenów przemysłowych charakteryzowały się najniższą wartością różnorodności funkcjonalnej w porównaniu do transektów przeprowadzonych w lasach graniczących ze zbiornikami wodnymi i terenami uprawnymi (Ryc. 23, Ryc. 11, Ryc. 16).

Warto również zaznaczyć zjawisko bardzo silnego spadku wskaźnika różnorodności funkcjonalnej w obrębie transektów graniczących z terenami przemysłowymi, które wykazywały ogólnie bardzo niskim wskaźnikiem bogactwa różnorodności funkcjonalnej. W strefie ekotonowej graniczącej z terenami przemysłowymi spadek ten występował w 5 m i 20 m od granicy lasu, natomiast największy, bardzo gwałtowny spadek różnorodności funkcjonalnej zaobserwowano w 100 m od granicy lasu (Ryc. 16). Badania potwierdzają, że zmiany wzdłuż gradientu środowiskowego będą stopniowe, chyba że istnieje jakiś proces, który powoduje, że granica staje się nagła i ostra np. wpływ antropogeniczny lub obecność gatunków obcych i inwazyjnych w sąsiednich zbiorowiskach, które wkraczają do rozwijającego się ekotonu i modyfikują jego środowisko, czyniąc je bardziej korzystne dla siebie a mniej korzystne dla zbiorowisk naturalnych (Agnew i Wilson 1992). Również w przeprowadzonych badaniach zaobserwowano gwałtowny spadek różnorodności funkcjonalnej w siedliskach wysoce przekształconych o ogólnym bardzo niskim poziomie bogactwa różnorodności funkcjonalnej w obrębie całego przeprowadzonego transektu. Gwałtowne spadki dla różnorodności funkcjonalnej zaobserwowano w siedliskach wykształconych w okolicy terenów przemysłowych. Natomiast stopniowe zmiany różnorodności funkcjonalnej wzdłuż gradientu odległości od brzegu lasu można zaobserwować w szczególności na siedliskach leśnych graniczących ze zbiornikami wodnymi. W siedliskach tych najwyższe wartości różnorodności funkcjonalnej występują na brzegu lasu i stopniowo maleją aż do 40 m od brzegu lasu, po czym utrzymywane są na względnie stałym poziomie aż do strefy głębokiego lasu. Stopniowe zmiany wzdłuż gradientu odległości wykazują także transekty leśne graniczące z terenami uprawnymi, jednakże wykazują już nieco większą fluktuację wskaźnika bogactwa różnorodności funkcjonalnej. Spadek różnorodności funkcjonalnej jest obserwowany w strefie ekotonowej oraz w strefie wewnętrznej lasu, jednakże nie jest on tak znaczny i gwałtowny jak w przypadku transektów leśnych graniczących z terenami przemysłowymi (Ryc. 6, Ryc. 11, Ryc. 16). Badania nad bogactwem gatunkowym wykazują podobną zależność. Wykazano wpływ bogactwa gatunkowego na zmiany w składzie gatunkowym po wycince drzew.

Pola badawcze o wyższym bogactwie gatunkowym wykazywały mniejsze zmiany w składzie gatunkowym po zastosowaniu wycinki. Natomiast pola badawcze o niższym bogactwie funkcjonalnym po wycince uległy większym zmianom w odniesieniu do składu funkcjonalnego w porównaniu z poletkami o wyższym bogactwie gatunkowym przed wycinką (Kermavnar i in. 2019).

Również przeprowadzone badania potwierdziły tę zależność. Siedliskami o najniższej różnorodności funkcjonalnej były transekty graniczące z terenami przemysłowymi, w znaczący sposób różniły się od transektów graniczących ze zbiornikami wodnymi i polami uprawnymi. Analiza poszczególnych transektów ze względu na odległość od granicy lasu wykazała, że transektami, które podlegały największym zmianom funkcjonalnym były transekty przeprowadzone w lasach graniczących z terenami przemysłowymi. Pola badawcze umiejscowione w odległości 5, 20, 100, 200 wykazywały najniższą wartość różnorodności funkcjonalnej (Średnia FD - FRic=0.16 - 0.17). Siedliska wykształcone w sąsiedztwie pól uprawnych i zbiorników wodnych nie wykazywały wysokich zmian wskaźnika różnorodności funkcjonalnej w transektach od brzegu lasu aż do 200 m w głąb lasu. Transekty przeprowadzone w sąsiedztwie pól uprawnych wykazywały nieco mniejszą wartość różnorodności funkcjonalnej na granicy lasu (0 m) i w odległości 200 m od brzegu lasu (Średnia FD - FRic=0.27 - 0.28). Natomiast transekty przeprowadzone w sąsiedztwie zbiorników wodnych wykazywały niższą wartość w odległości 200 m od brzegu lasu (Średnia FD - FRic=0.28). Jednakże, wartości te były wysokie w porównaniu wartościami różnorodności funkcjonalnej siedlisk graniczących z terenami przemysłowymi, gdzie pole badawcze o najwyższej wartości różnorodności funkcjonalnej osiągało średnią wartość FD - FRic=0.27 w odległości 40 m od brzegu lasu (Tab. 24, Tab. 7, Tab. 10, Tab. 13).

Ekotony mogą mieć charakter mozaiki płatów leśnych i nieleśnych. Mozaikowy charakter stref przejściowych ma wiele konsekwencji dla różnorodności biologicznej, rozmieszczenia gatunków, użytkowania gruntów i planowania ochrony (Erdős i in. 2018; Chytrý i in. 2022). Zarówno głęboki las jak i rozległy obszar nieleśny mogą stanowić rodzaj „ekstremalnego” środowiska dla roślinności. Jednak, granica między nimi, ekoton, może reprezentować warunki pośrednie. Ekoton leśny jest częściowo zacieniony, co ogranicza niekorzystne skutki bezpośredniego nasłonecznienia, ale nadal zapewnia wystarczającą ilość światła gatunkom światłolubnym (Roleček i in. 2017). Jednakże, przeprowadzone badania ekotonów nie stwierdziły zwiększonego udziału gatunków

światłożądnych w strefie brzeżnej lasu, prawdopodobnie przyczyną może być przeciętny udział gatunków światłożądnych na siedliskach w sąsiedztwie zbiorników wodnych, pól uprawnych i terenów przemysłowych skąd gatunki te mogłyby wkraczać do ekotonów. Lasami, w których stwierdzono wzrost udziału gatunków światłożądnych były zbiorowiska borów sosnowych ze związku *Dicrano-Pinion*, w obrębie transektów graniczących z polami uprawnymi, a także w mniejszym stopniu lasy łągowe ze związku *Alno-Ulmion*. Ponadto stwierdzono również wzrost udziału gatunków światłożądnych na siedliskach o niskim stopniu dyspersji funkcjonalnej (Ryc. 25, Ryc. 12, Ryc. 17).

Częściowe zacienienie i mniejsze prędkości wiatru ograniczają również parowanie i transpirację, które sprzyjają retencji wody (De Frenne i in. 2019; Süle i in. 2020). Ponadto ściółka leśna jest często wywiewana z ekotonów, co powoduje mniejsze wzbogacenie w składniki odżywcze niż we wnętrzu lasu (Hroudová i Prach 1986; Fischer i in. 2020). Niniejsze badania wykazały, że strefa ekotonowa w porównaniu do wnętrza lasu charakteryzowała się wysokim trofizmem gleb. Należy jednak zauważyć, że ekotony leśne graniczyły z polami uprawnymi, które często ulegają przemianom antropogenicznym jakimi są częste nawożenia. Również trofizm gleby ekotonów leśnych sąsiadujących ze zbiornikami wodnymi, może być w znacznej mierze uzależniony od trofizmu wód. Natomiast część transektów sąsiadujących z terenami przemysłowymi związana była z przemysłem wydobywczym dolomitu, którego wysoki udział w glebie wpływa na wysokie pH i zwiększa żyzność gleby (Ryc. 25).

Drobnoziarniste gleby sprzyjają retencji wody, a tym samym sukcesji wegetacji. Natomiast gleby gruboziarniste mają tendencję do utraty wody tworząc środowisko niestabilne. Roślinność na takich glebach jest osłabiona przez nieregularne susze, które mogą hamować sukcesję roślinności (Hroudová i Prach 1986; Fischer i in. 2020). Analiza roślinności pod względem wilgotności gleby wykazała, że zbiorowiska ze związku *Alno-Ulmion* były silnie związane z terenami podmokłymi. Również ekotony leśne często były związane z roślinnością wilgotnych gleb, w szczególności w obrębie transektów przeprowadzonych w lasach graniczących ze zbiornikami wodnymi. Kolejną istotną zależnością był niski stopień dyspersji różnorodności funkcjonalnej na glebach wilgotnych. Natomiast siedliska o wysokim stopniu przekształcenia związane były z roślinnością odporną na susze (Ryc. 7, Ryc. 17).

Zbiorowiska leśne wykształcone na skałach zwięzłych (tj. andezytach, dolomitach, wapieniach) charakteryzowały się szerokim zakresem wartości wskaźników wilgotności i składników odżywczych dlatego, też występowało tu wysokie bogactwo gatunkowe

ekotonu (Chytrý i in. 2022). Przeprowadzone badania również potwierdzają silną zależność wysokiego trofizmu gleb wraz z wysokim pH gleby w strefie ekotonowej lasu, w szczególności wśród siedlisk graniczących ze zbiornikami wodnymi, które ponadto są silnie związane z roślinnością zbiorowisk *Alno-Ulmion*. Natomiast, bogactwo różnorodności funkcjonalnej malało wraz z wzrostem trofizmu gleb. Może to być związane z wypieraniem przez gatunki preferujące gleby eutroficzne, gatunków oligotroficznych, które często są wyspecjalizowane do wzrostu na glebach ubogich. Wskazuje to również na konieczność odrębnego rozpatrywania bogactwa gatunkowego oraz bogactwa różnorodności funkcjonalnej (Ryc. 7).

Ekotony leśno-stepowe wykazywały pozytywny efekt brzegowy, co oznacza, że ekotony były siedliskiem większej liczby gatunków niż dwa sąsiednie siedliska, jednak stanowiska na glebach lessowych konsekwentnie efektu brzegowego nie wykazywały, charakteryzując się pośrednim bogactwem gatunkowym w ekotonie (Chytrý i in. 2022). Dlatego też stwierdzono, że przejaw efektu brzegowego zależy również od podłoża. Na podłożach, na których wystąpił pozytywny efekt brzegowy, poszczególne siedliska leśno-stepowe różniły się od siebie bardziej. Wnioskuje się, że stopień zróżnicowania ekotonów zależy od siły reguł gromadzenia się zbiorowisk roślinnych, które w dużej mierze determinowane są charakterem podłoża. Ekotony wykształcone na glebach lessowych wykazywały wyższą liczbę wspólnych gatunków, podczas gdy na skałach słabo zwietrzałych, zwięzłych liczba gatunków ograniczona tylko do ekotonów była wyższa, prawdopodobnie jest to spowodowane surowszymi zasadami gromadzenia się gatunków a co za tym idzie filtrowaniem siedlisk. Stwierdzono, że nie tylko właściwości chemiczne gleby są istotne ale także fizyczne. Podczas, gdy na twardych skałach rozwija się stosunkowo płytka gleba, miękki materiał macierzysty sprzyja rozwojowi głębokiej gleby na lessie. Wykazano, że podłoże silnie oddziałuje na liczne właściwości mozaik leśno-stepowych, które mogą mieć znaczenie dla zrozumienia możliwości reakcji na zmiany klimatu. Silne reguły gromadzenia się gatunków, które zostały zaobserwowane na twardych skałach, mogą z większym prawdopodobieństwem doprowadzić do utraty gatunków niż na miękkich osadach, gdzie więcej gatunków znajduje swoje optimum (Chytrý i in. 2022). Zaobserwowano również, że większy udział gliny w górnej warstwie gleby mineralnej powodował ograniczenie wzrostu podziemnych organów wegetatywnych najprawdopodobniej poprzez ograniczenie przestrzeni do wzrostu przez silnie zagęszczenie cząsteczek gleby (Kermavnar i in. 2021). Stwierdzono silną zależność ograniczonego udziału gatunków rozmnażających się w sposób wegetatywny

w ekotonach leśnych graniczących z terenami przemysłowymi, których wzrost udziału występował w strefie głębokiego lasu. Siedliska te wykazywały również wysoki stopień przekształcenia antropogenicznego i niską wartość bogactwa różnorodności funkcjonalnej (Ryc. 17).

Pozytywny efekt brzegowy wykazywały również badania nad półnaturalnymi mozaikami leśno-murawowymi (Łuczaj i Sadowska 1997; Erdős i in. 2019) oraz naturalnymi leśno-stepowymi (Erdős i in. 2014; Tölgyesi i in. 2016). Jednakże, interwencja człowieka, taka jak usuwanie krzewów lub młodych drzew, która jest powszechnie stosowana jako środek ochronny może mieć wpływ na obecność lub brak efektu brzegowego (Chytrý i in. 2022). Ponieważ wzrost zagęszczenia krzewów może być jednym z przejawów efektu brzegowego i wpływać na inne czynniki, w tym na skład gatunkowy (Czaja i in. 2021).

Pewne niezgodności w badaniach mogą być również spowodowane wzrostem czystych drzewostanów iglastych na siedlisku lasów mieszanych, co przyczynia się do współistnienia kwasolubnych gatunków drzew obniżających pH wierzchniej warstwy gleby oraz roślin zasadochłonnych występujących na mniej kwaśnych mikrosiedliskach (Kermavnar i in. 2021). Zjawisko takie również zaobserwowano na siedliskach *Quercus roboris-Pinetum* - kontynentalnego boru mieszanego w ekotonach leśnych graniczących z polami uprawnymi na Płaskowyżu Rybnickim. Natomiast fitocenoza *Tilio cordatae-Carpinetum betuli* – grądu subkontynentalnego w Radziejowie w pobliżu pola uprawnego wykazuje silne zubożenie gatunkowe oraz borowacenie runa. Występowały również płaty kwaśnej buczyny niżowej *Luzulo pilosae-Fagetum*, w których występował kenofit *Padus serotina*. Natomiast kenofit *Quercus rubra*, występował w formie nasadzeń powodując obniżenie bioróżnorodności.

Analiza ekotonów leśnych graniczących z polami uprawnymi wykazała, że rosnąca intensyfikacja rolnictwa w ostatnich latach przyczyniła się do drastycznego spadku różnorodności chwastów w agrocenozach (Baessler i Klotz 2006; Lososová i Simonová 2008; Fried i in. 2009; Bomanowska 2010; Gaba i in. 2010; Storkey i in. 2012; Peters i Gerowitt 2014; Skrajna i in. 2014), wraz z ujednoceniem krajobrazu rolniczego na dużych obszarach (Poschlod i Bonn 1998). Wśród dużych pól poddanych silnej presji rolniczej małe elementy krajobrazu, takie jak zadrzewienia polne, stawy, zbiorowiska muraw kserotermicznych, żywopłoty, między polne miedze czy drogi pełnią funkcje ostoi różnorodności biologicznej (Marshall 2002; Angeler i in. 2008). Ekotony pomiędzy lasami a agrocenozami pełnią istotne funkcje ekologiczne, takie jak buforowanie

zaburzeń środowiskowych i stabilizowanie różnorodności ekologicznej (Orczewska i Glista 2005). Granice pomiędzy polami ornymi a lasem lub łąką mają najczęściej charakter skokowy. W takich miejscach występuje znacznie bogatsza flora segetalna niż na polach uprawnych oraz są notowane rzadkie taksony chwastów, od dawna nie notowane w agrocenozach (Dabrowska-Prot i Wasilowska 2012; Skrajna 2020). Analiza zmian zachodzących na przestrzeni 20 lat w zbiorowiskach roślinnych pól uprawnych i śródpolnych lasów wraz z ich reakcją na intensyfikację produkcji rolniczej wykazała, ogólny spadek liczebności gatunków oraz pokrycia chwastów segetalnych, a także wzrost pokrycia i liczebności gatunków inwazyjnych (Skrajna i in. 2015; Skrajna 2020). Przeprowadzona analiza zmian wzdłuż odległości od brzegu lasu wykazała, że w ekotonach występuje wyższy udział kenofitów, wśród których obecne są również gatunki inwazyjne, w porównaniu do strefy wewnętrznej lasu. Ponadto przeprowadzona analiza ekotonów graniczących z polami uprawnymi wykazała, wyższy udział konkurentów oraz ruchliwych roślin pionierskich odpornych na stres na brzegu lasu. Natomiast siedliska odznaczające się wysoką dyspersją funkcjonalną wykazywały wzrost udziału autochorów. Siedliska, w obrębie transektów leśnych graniczących z polami uprawnymi o stosunkowo niższej wartości bogactwa funkcjonalnego tj. siedliska w odległości od 0 do 20 m od brzegu lasu oraz w strefie wewnętrznej lasu tj. w odległości od 150 do 200 m od brzegu lasu, charakteryzowały się również wyższym udziałem ruchliwych roślin pionierskich odpornych na stres (Ryc. 25, Ryc. 12, Ryc. 17).

O ochronnej roli fitocenozy ekotonów charakteryzującymi się dużymi walorami przyrodniczymi świadczy wysoki wskaźnik wartości florystycznej. Stwierdzono, również spadek wilgotności, wzrost pH i zawartości azotu. Niektóre siedliska ekotonowe wykazywały wysokie podobieństwo do zadrzewień śródpolnych. Wśród rzadkich i zagrożonych gatunków stwierdzonych w ekotonach, aż 68% stanowiły gatunki chwastów polnych. Zmiana systemu produkcji polowej z tradycyjnej na intensywną doprowadziła do szybkiego tempa zubożenia flory segetalnej. W badanych fitocenozach na strukturę przestrzenną miały wpływ takie warunki siedliskowe, jak spadek wilgotności, wzrost odczynu gleby i zawartości azotu. Zmiany te stymulowane były intensywnymi metodami rolniczymi w drugim okresie badań, w których znacznie wzrosła populacja gatunków nitrofilnych (Skrajna i in. 2015; Skrajna 2020). Badania donoszą, że większość chwastów polnych nie migruje do lasów i zatrzymuje się w wąskim pasie strefy kontaktu (Honnay i in. 2002; Cadenasso i Pickett 2008; Poggio i in. 2010; Bassa i in. 2011; José-María i in. 2011; Dabrowska-Prot i Wasilowska 2012). Analiza banku nasion

wykazała, że charakteryzuje się ona dużą stabilnością z niewielkimi zmianami ilościowymi na przestrzeni 20 lat. Pomimo obecności diaspor chwastów polnych w glebie, głównym czynnikiem ograniczającym ich występowanie w lasach były warunki siedliskowe, skrajnie odmiennie niż te występujące na polach uprawnych (Ma i Herzon 2014; Skrajna 2020). Badania stopnia udziału roślin rozmnażających się głównie generatywnie dowodzą, że ekotony leśne wykazują się znacznie wyższym udziałem roślin rozmnażających się przez nasiona, w porównaniu do strefy wewnętrznej lasu, ponadto zależność ta jest znaczna. Warto również dodać, że badania także potwierdziły wysoki udział gatunków nitrofilnych w analizowanych ekotonach las-pole uprawne, co świadczy o intensyfikacji gospodarki rolnej. Przemawia za tym również fakt niższej wartości współczynnika bogactwa różnorodności funkcjonalnej w strefie od 0 do 20 m od brzegu lasu oraz jego wzrost w odległości 60 m od brzegu lasu. Ponadto, wykazano również wyższe pH gleby w ekotonach leśnych w transektach graniczących z polem uprawnym w porównaniu do wnętrza lasu. O odmiennych warunkach siedliskowych świadczy również znacznie wyższy udział gatunków termofilnych na brzegu lasu graniczącego z polem uprawnym w porównaniu do wnętrza lasu. W ekotonach leśnych graniczących z polami uprawnymi występuje również wysoki udział makrofitów, roślin niskopączkowych oraz nanofanerofitów. W ekotonie odnotowano również większą liczbę gatunków odpornych na stres oraz roślin pionierskich. Natomiast na siedliskach we wnętrzu lasu wzrastała liczba gatunków rzadkich i objętych ochroną oraz geofitów. Ponadto wykazano pozytywną korelację pomiędzy wzrostem stopnia nachylenia a udziałem roślin naziemnopączkowych przy ustępowaniu geofitów. Przy czym geofity wykazywały pozytywną korelację z roślinnością ze związku *Dicrano-Pinion*, natomiast rośliny ze związku *Carpinion betuli* były skorelowane z roślinami naziemnopączkowymi w transektach graniczących z polami uprawnymi (Ryc. 25, Ryc. 12).

Pod względem bogactwa różnorodności funkcjonalnej ekotony leśne graniczące z polami uprawnymi wykazują silną rozbieżność. Można tu wyróżnić siedliska bardzo ubogie pod względem różnorodności funkcjonalnej, które w strefie ekotonowej tj. w odległości do 20 m od brzegu lasu charakteryzują się minimalnym wzrostem wskaźnika różnorodności funkcjonalnej, po czym jego wartość spada i pozostaje na podobnym poziomie aż do wnętrza lasu. Natomiast siedliska o nieco wyższej wartości wskaźnika bogactwa różnorodności funkcjonalnej w strefie ekotonowej w odległości do 20 m od brzegu lasu wykazują niewielki wzrost wskaźnika lub utrzymują się na podobnym poziomie wzdłuż całego transektu. Jednakże, w głębi lasu tj. 200 m od jego

granicy obecne są siedliska w których odnotowano niewielki spadek bogactwa różnorodności funkcjonalnej (Ryc. 11).

Badania nad gospodarczymi lasami bukowo-jodłowymi wykazały, że wskaźniki różnicowania (tj. bogactwo gatunkowe, pokrycie całkowite i wskaźnik Shannona) wzrosły na powierzchniach, na których zastosowano zabiegi hodowlane. Bogactwo gatunkowe drzew również wzrosło na obszarach, na których doszło do całkowitej wycinki drzew. Analiza redundancji wykazała, że skład gatunkowy był powiązany ze zmiennymi środowiskowymi, na które bezpośredni wpływ miały interwencje w zakresie zarządzania tj. pokrycie w warstwie koron, mikroklimat – maksymalna dobową temperatura, właściwości gleby – grubość warstwy organicznej gleby, a także czynniki topograficzne (nachylenie zbocza i skalistość powierzchni). Miejsca objęte lukami w koronie drzew były siedliskiem większej liczby gatunków kolonizujących o wyższej wysokości i drobnymi nasionami w porównaniu z siedliskami o zwartej koronie drzew.

Stwierdzono ujemną korelację pomiędzy bogactwem gatunkowym przed zabiegami hodowlanymi a zmianami jakie zaszły po tych zabiegach w składzie florystycznym. Pola badawcze o większym bogactwie gatunkowym wykazywały mniejsze zmiany w porównaniu z płatami roślinności ubogimi gatunkowo (Kermavnar i in. 2019). Przeprowadzone badania własne wykazały, że lasy, w których doszło do znacznej ingerencji antropogenicznej wskazują na negatywny wpływ antropogeniczny poprzez gwałtowny spadek wskaźnika bogactwa różnorodności funkcjonalnej, który wydaje się być odpowiedniejszym narzędziem to oceny zmian w środowisku. Gwałtowny spadek wskaźnika został zaobserwowany w odległości 100 m od brzegu lasu, jako obszar najbardziej narażony na zmiany środowiska w transektach graniczących z terenami przemysłowymi (Ryc. 16).

Wskaźniki różnorodności gatunkowej wykazywały wzrost po wycince drzew. Najwyższe bogactwo gatunkowe obserwowano na polach badawczych o ekspozycji południowej w lukach w warstwie koron. Podobnie jak w przypadku bogactwa gatunkowego, na całkowite pokrycie warstwy krzewów i warstwy zielnej istotną była intensywność wycinki. Dla warstwy podszytu intensywność przeprowadzonej rębni miała silny wpływ na skład gatunkowy. Po zaburzeniach na skład gatunkowy podszytu istotny wpływ miały również zmienne środowiskowe takie jak: pokrycie warstwy koron, maksymalna dobową temperatura, miąższość warstwy gleby organicznej, nachylenie stoku, skalistość powierzchni (Kermavnar i in. 2019). Badania własne wykazały ujemną korelację pomiędzy nachyleniem stoku a udziałem geofitów. Dla ekotonów leśnych

graniczących ze zbiornikiem wodnym wykazano ujemną korelację pomiędzy stopniem nachylenia stoku a udziałem roślin rozmnażających się zarówno przez nasiona jak i wegetatywnie. Dla ekotonów leśnych graniczących z polem uprawnym nachylenie stoku było ujemnie skorelowane z występowaniem geofitów, natomiast dodatnio skorelowane z występowaniem roślin naziemnopączkowych. Natomiast dla ekotonów graniczących z terenami przemysłowymi nachylenie stoku wykazywało ujemną korelację z występowaniem konkurentów odpornych na stres. Wykazano również wzrost odczynu pH wraz z wzrostem stopnia nachylenia, co może nawiązywać do wyżynnego terenu badań o charakterze dolomitowym (Ryc. 25, Ryc. 7, Ryc. 12, Ryc. 17).

Ponadto wykazano również, że pola badawcze o ekspozycji południowej charakteryzowały się bardziej stromym, skalistym terenem z płytszymi glebami o niższych temperaturach i wyższej wilgotności względnej. Predyktorem środowiskowym o najwyższej mocy była zmienna związana z pokryciem warstwy koron, a następnie zmienna mikroklimatyczna (maksymalna dobową temperatura) i parametr glebowy – miąższość warstwy organicznej gleby. Pod względem cech funkcjonalnych najbardziej znaczące zmiany zaobserwowano dla wysokości roślin i masy nasion. Gatunki roślin zielnych po wycince były wyższe w porównaniu ze stanem przed wycinką, wzrost ten był szczególnie widoczny w lukach w koronach drzew. Ponadto po wycince gatunki o mniejszej masie nasion były liczniejsze w porównaniu ze stanem sprzed zakłóceń (Kermavnar i in. 2019). Analiza ekotonów graniczących z terenami przemysłowymi, wykazującymi się najwyższym stopniem przekształcenia siedlisk wykazała, że udział roślin rozmnażających się wegetatywnie oraz gatunków starych lasów, które w dużej mierze charakteryzują się dużą masą nasion był istotnie niższy w ekotonach. Wykazano dodatnią korelację pomiędzy wzrostem odległości od brzegu lasu a rozmnażaniem wegetatywnym roślin i udziałem gatunków starych lasów (Ryc. 17). Stopień przekształcenia siedlisk wykazywał ponadto dodatnią korelację z autochorycznym sposobem rozsiewania nasion oraz udziałem ruchliwych roślin pionierskich odpornych na stres.

Oprócz znaczenia intensywności gospodarki leśnej na roślinność podszytu, niewielkie zróżnicowanie różnorodności, liczebności i składu podszytu można przypisać czynnikom środowiskowym, które działają niezależnie od czynników związanych z formą gospodarki leśnej tj. lokalnym warunkom topograficznym określonym przez ekspozycję i nachylenie. W przypadku zapadlisk krasowych, które są dominującą formą ukształtowania terenu Gór Dynarskich, w dużym stopniu wpływają one na roślinność

podszyciu oraz jej dynamikę czasoprzestrzenną. Istotne różnice w różnorodności i składzie roślinności występują wewnątrz i na zewnątrz zapadlisk, co wskazuje, że ich obecność ma istotne skutki ekologiczne (Kobal i in. 2015).

Gospodarka leśna determinuje różnice ekologiczne między lasami zarządzanymi i niezagospodarowanymi, które silnie wpływają na różnorodność gatunkową i skład roślin (Burrascano i in. 2009). Wzrost wskaźników różnorodności warstwy przyziemnej (bogactwo gatunkowe, pokrycie) wzdłuż gradientu intensywności wycinki został udokumentowany w wielu badaniach m. in. o początkowej trwałości gatunków rezydentnych (Tinya i in. 2019). Nieznaczny wzrost bogactwa gatunkowego drzew w lukach koron drzew sugeruje, że cele hodowlane zostały spełnione, luki w warstwie koron tworzyły (mikro)stanowiska dla pionierskich gatunków drzew, które nie występowały w drzewostanach pod zamkniętym okapem. Badania wykazały, że warunki mikrostanowiskowe, na które bezpośrednio wpływała wycinka drzew tj. pokrycie warstwy koron, mikroklimat, właściwości gleby), były najważniejszymi determinantami składu gatunkowego podszyciu, podczas gdy czynniki topograficzne okazały się nieco mniej istotne (Kermavnar i in. 2019). Niemniej jednak czynniki takie jak: nachylenie stoku mogą istotnie modyfikować reakcję zbiorowisk roślinnych na gospodarkę leśną (Åström i in. 2007). Wyniki sugerują, że czynniki topograficzne, a mianowicie nachylenie zbocza i pokrycie skał na powierzchni, miały pewien wpływ na skład gatunkowy (Kermavnar i in. 2019). Autorzy Horvat i in. (2017) stwierdzili, że bardziej strome zbocza mają zwykle niższą wilgotność gleby i poziom składników odżywczych, co prowadzi do zmiany składu gatunkowego i mniejszego bogactwa gatunkowego (Kermavnar i in. 2019). Zauważono, że bogactwo gatunkowe lasów przed wycinką wykazywało stosunkowo szeroki zakres, a wskaźnik odmienności wskazywał, że nawet niezakłócone drzewostany wykazują specyficzną dla siebie zmienność pod względem przestrzennych wzorców różnorodności gatunkowej i składu (Kermavnar i in. 2019). Również przeprowadzone badania wykazały fluktuacje w składzie i pokryciu gatunków w strefie wewnętrznej lasu, nie objętej „efektem brzegowym”, z ograniczoną gospodarką leśną (Czaja i in. 2021). Analiza transektów przeprowadzonych na terenach przemysłowych w ramach badań własnych może wskazywać na spadek wilgotności gleby wraz ze wzrostem stopnia nachylenia, jednak zależność ta nie jest istotna (Ryc. 17).

Z perspektywy ekologicznej opartej na cechach gatunków według wskaźnika Ellenberga wykazano, że podszycie charakteryzował się stosunkowo odpornymi na cień gatunkami z umiarkowanymi wartościami wskaźników wilgotności gleby, dostępności

składników pokarmowych i pH gleby. Zmiany po wycince drzew były najbardziej znaczące dla wskaźnika nasłonecznienia. Wynika to ze zwiększonego bogactwa i pokrycia wczesno-sukcesyjnych, światłożądnych gatunków na siedliskach objętych lukami w koronie drzew powstałymi w wyniku wycinki, co jest ogólnym wzorcem występującym w warunkach gospodarki leśnej (Michalová i in. 2017). Ponadto wśród gatunków kolonizujących były również gatunki bardziej przystosowane do suchszych warunków glebowych. Analiza cech gatunków przeprowadzona w niniejszej pracy wykazała, że wraz ze wzrostem przekształcenia siedlisk wzrastał udział gatunków odpornych na susze, wśród, których znaczny udział stanowią kenofity (Ryc. 25).

Jednak zgodnie z badaniami Tinya i in. (2019) i Gálhidy (2006) ilość dostępnej wilgoci glebowej po miejscowej rębni wzrasta ze względu na niższą przechwytywalność opadów atmosferycznych i zmniejszone pobieranie wody przez pozostałą roślinność, czyli dojrzałe drzewa. Należy również zauważyć, że intensywność gospodarowania miała znaczący wpływ na wskaźniki wartości świetlnych i termicznych, podczas gdy wskaźniki warunków glebowych (EIV-F, EIV-R, EIV-N) były bardziej zależne od warunków topograficznych (Kermavnar i in. 2019). Stwierdzono, że wraz ze spadkiem odległości od brzegu lasu, wskaźnik termiczny wzrasta, stąd wyższy udział gatunków termofilnych na brzegu lasu. Także siedliska o niskim bogactwie różnorodności funkcjonalnej i wysokim stopniu przekształcenia siedlisk wykazują wysoki udział gatunków termofilnych. Przy wzroście wskaźnika stopnia dyspersji funkcjonalnej również można się spodziewać wzrost wskaźnika termicznego (Ryc. 25).

Warto zaznaczyć, że występowanie i liczebność gatunków roślin drzewiastych w drzewostanach i lukach koron drzew silnie zależy od mikoryzy, na którą bezpośredni wpływ mają również interwencje w zakresie gospodarowania (głównie poprzez zagęszczenie gleby i jej naruszenie). Oczekuje się, że stopień symbiozy między roślinami a grzybami w glebie ulegnie zmniejszeniu po wycięciu drzew, szczególnie w przypadku grzybów ektomikoryzowych (de Groot i in. 2016).

Można również zasięg efektu brzegowego rozpatrywać w kontekście obecności lub braku określonej korelacji. Badania nad europejskimi lasami potwierdziły pozytywną korelację pomiędzy bogactwem gatunkowym i odległością od brzegu lasu (Šálek i in. 2013; Hofmeister i in. 2013; Harper i in. 2014, 2015).

4.2. Analiza bioróżnorodności

Wiele wskaźników różnorodności biologicznej koncentruje się na informacji o wrażliwości na zmiany siedliska, specjalizacji siedlisk, znaczeniu funkcjonalnym oraz pomaga rozróżnić naturalne, zagrożone i rzadkie siedliska od siedlisk przekształconych przez człowieka. Kryteria wskaźników różnorodności biologicznej różnią się zasadniczo ponieważ mogą wskazywać na stan różnorodności biologicznej, wpływ na różnorodność biologiczną lub czynniki wywołujące zmianę różnorodności biologicznej. Spośród tych wskaźników największą rolę odgrywa „istotność danego wskaźnika względem badanego zagadnienia”. Korelacja między zastosowanymi wskaźnikami wydaje się mieć ogromne znaczenie w opisie różnorodności biologicznej. Nie istnieje idealny, kompleksowy wskaźnik wszystkich aspektów różnorodności biologicznej. Powodem silnego skupienia się na kryterium „korelacji” jest fakt, że wskaźniki różnorodności biologicznej są często rozumiane jako korelaty pewnych aspektów ogólnej różnorodności biologicznej. Struktury nisz, struktury i funkcji ekosystemów nie można zrozumieć za pomocą jednego wskaźnika. Za analizą co najmniej kilku wskaźników różnorodności biologicznej przemawia również fakt, iż bogactwo gatunkowe stało się kwestionowanym wskaźnikiem oceny siedlisk przyrodniczych, ponieważ szkodliwe zmiany spowodowane działalnością człowieka mogą zwiększać bogactwo gatunkowe ekosystemów (Heink i Kowarik 2010; Ette i in. 2023).

Stwierdzono, że Indeks Shannona wskazuje największą liczbę zmiennych. Wskazuje liczebność i różnorodność gatunkową, jest uważany za wskaźnik zastępczy dla liczby nisz zajmowanych przez różne gatunki, dla jakości siedlisk, pomaga wyróżnić gatunki biotopowe, określić różnorodność mikrosiedlisk, typy siedlisk i zróżnicowanie grup taksonomicznych (Shannon 1948; Ette i in. 2023). W przeprowadzonych badaniach indeks Shannona wykazywał najwyższą ujemną korelację ze wskaźnikiem dominacji Simpsona i najwyższą dodatnią korelację z wskaźnikiem bogactwa gatunkowego (Ryc. 19, Tab. 17).

Z powodu niedostępnych wartości wskaźników takich jak: różnorodność kory, obecność dziupli, analiza gleby, masa i rozkład ściółki, wyróżnienie niezakłóconych siedlisk referencyjnych oraz różnych skali w wielu badaniach nie zawsze jest możliwe szczegółowe porównanie wyników dla zestawów wskaźników różnorodności biologicznej. Istnieje jednak częściowa zgodność co do wyboru elementów

różnorodności biologicznej i strukturalnej np. Indeks Shannona (Parkes i in. 2003; McElhinny i in. 2006; Storch i in. 2018; Heym i in. 2021).

Whittaker (1960) podzielił różnorodność na różne komponenty. Najbardziej znana to różnorodność lokalna, którą nazwał różnorodnością α oraz różnorodność wzdłuż gradientów, którą nazwał różnorodnością β . Jednakże podstawowym wskaźnikiem różnorodności jest wskaźnik różnorodności α . Różnorodność β powinna być badana w odniesieniu do gradientów, jednakże obecnie jest rozumiana jako miara heterogeniczności. Im bardziej wartość ta zbliża się do 0, tym mniej jest unikalnych gatunków w porównaniu do drugiego siedliska i mniejsza jest niejednorodność pomiędzy tymi siedliskami. Ponadto istnieje wiele odmian równania β różnorodności, będącymi indeksami odmienności (Tuomisto 2010). Przeprowadzona analiza wskaźnika β - różnorodności w niniejszej pracy wykazała najwyższą niejednorodność w obrębie transektów graniczących z polami uprawnymi. Natomiast rozpatrując ekotony leśne, siedliska graniczące ze zbiornikami wodnymi odznaczały się najwyższą wartością wskaźnika β różnorodności w porównaniu do pozostałych ekotonów. Jednakże ogólnie ujmując badane lasy były lasami głównie gospodarczymi i odznaczały się wysoką homogenizacją (Ryc. 20).

Niemniej jednak stwierdzając wysokie podobieństwo siedlisk leśnych, łatwo pominąć różnice, które mogą okazać się znaczące dla składu gatunkowego, mając świadomość nierówno cenneści gatunkowej oraz zmienności w liczebności danych gatunków. Ponadto występuje także biologiczna i taksonomiczna odmiennosc pomiędzy gatunkami, których analiza może dokładniej oszacować różnice pomiędzy zbiorowiskami roślinnymi (Hao i in. 2019). Jednym z głównych czynników homogenizacji biotycznej jest symplifikacja siedlisk spowodowana działalnością człowieka tj. intensyfikacja rolnictwa, gospodarki leśnej oraz zanieczyszczenie wód gruntowych i powierzchniowych a także uproszczenie krajobrazu. Wysokie bogactwo gatunkowe niekoniecznie przekłada się na wysokie zróżnicowanie siedlisk na poziomie krajobrazu. Wzrost różnorodności α może nawet maskować spadek różnorodności γ (tj. różnorodności na poziomie krajobrazu) jeśli β różnorodność zostanie zmniejszona. Jest to proces wielce problematyczny ponieważ homogenizacja siedlisk często wiąże się z utratą funkcji ekosystemu i zmniejszoną odpornością na przyszłe zakłócenia, co może mieć konsekwencje dla pełnionych przez zbiorowiska leśne usług ekosystemowych. Obniżenie wartości β różnorodności, może być także spowodowane ekspansją gatunków charakteryzujących się wysoką mobilnością w tym gatunków ekspansywnych (Ogan

i in. 2022). Wyższe wartości β różnorodności w ekotonach leśnych graniczących ze zbiornikami wodnymi może świadczyć o obecności unikalnych gatunków o niskiej mobilności związanych z specyficzną niszą ekologiczną, występującą w badanych ekotonach graniczących ze zbiornikami wodnymi o niskim stopniu synantropizacji (Tab. 19).

Wskaźnik równomierności gatunkowej Pielou (*evenness*) jest miarą tego, jak jednorodne jest zbiorowisko lub ekosystem pod względem liczebności gatunków. Zbiorowisko, w którym wszystkie gatunki są jednakowo powszechne, jest uważane za równomierne i ma wysoki stopień równomierności gatunkowej. Równość Pielou porównuje rzeczywistą wartość różnorodności gatunkowej np. indeks Shannona-Wienera, z maksymalną możliwą wartością różnorodności (gdy wszystkie gatunki są jednakowo pospolite). Im większe zróżnicowanie liczebności między taksonami w zbiorowisku, tym wartość równomierności spada. Jednakże, wskaźnik ten w dużym stopniu zależy od wielkości próby a także jest bardzo wrażliwy na rzadkie taksony (Pielou 1983). Analiza wskaźnika równomierności wskazuje na istotne różnice w rozkładzie gatunków w zależności od odległości od brzegu lasu dla transektów graniczących ze zbiornikami wodnymi oraz polami uprawnymi. Najwyższy stopień równomierności wykazano w strefie ekotonowej (Tab. 15). Najwyższą korelację ujemną wskaźnika równomierności zanotowano względem wskaźnika dominacji Simpsona dla transektów graniczących ze zbiornikami wodnymi. Natomiast najwyższą dodatnią korelację względem równomierności gatunkowej stwierdzono dla różnorodności gatunkowej również dla transektów graniczących ze zbiornikami wodnymi (Ryc. 4).

Wskaźnik dominacji Simpsona określa prawdopodobieństwo, że dwa losowo wybrane osobniki należą do tego samego gatunku. Wskaźnik dominacji Simpsona jest odwrotnością oryginalnego indeksu różnorodności Simpsona. Wskaźnik dominacji wykazuje wysoką wrażliwość na gatunki najliczniejsze. Wskaźniki Simpsona są mniej zależne od wielkości próby niż wskaźnik bogactwa gatunkowego. Ponadto wykazują wysoką zdolność do rozróżniania miejsc, która oparta jest głównie na różnicach w obfitych gatunkach. Jeżeli wskaźniki Simpsona wykazują wysokie zróżnicowanie podczas analizy zależności, badane czynniki oddziałują w szczególności na gatunki dominujące (Simpson 1949; Morris i in. 2014; Grace i McCune 2002). Istotny spadek wskaźnika dominacji zaobserwowano w ekotonach leśnych graniczących ze zbiornikami wodnymi oraz polami uprawnymi. Jednakże najniższa wartość występowała w ekotonach graniczących ze zbiornikami wodnymi, w których stwierdzono jednocześnie

najwyższą wartość wskaźnika bogactwa gatunkowego (Ryc. 4, Ryc. 9, Tab. 15). Wskaźnik dominancji wykazywał najsilniejszą ujemną korelację ze wskaźnikiem różnorodności gatunkowej Shannona (Ryc. 19).

Bogactwo gatunkowe jest najprostszym wskaźnikiem używanym do reprezentowania różnorodności i jest najczęściej stosowany. Liczebność gatunków jest również ważna dla różnorodności i może być włączona do obliczania innych wskaźników. Wskaźnik bogactwa gatunkowego jest wrażliwy na rzadkie gatunki. Jeżeli skutki oddziaływania są bardziej widoczne w wyniku analizy wskaźnika bogactwa gatunkowego prawdopodobnie dotyczą one głównie rzadkich gatunków lub cech (Morris i in. 2014). Porównanie wskaźników α – różnorodności pomiędzy wyróżnionymi transektami wykazało, że najistotniejsze zmiany występują w przypadku zmian w bogactwie gatunkowym, co wskazuje, że stopień przekształcenia siedlisk najsilniej oddziałuje na zmienność w obrębie gatunków o niskiej liczebności (Tab. 18). Wysoka zmienność w obrębie rzadkich gatunków występuje również w przypadku ekotonów leśnych graniczących ze zbiornikami wodnymi odpowiadając również za wystąpienie efektu brzegowego (Ryc. 4). Natomiast analiza transektów zlokalizowanych przy terenach przemysłowych wykazała niską wartość bogactwa gatunkowego w strefie ekotonowej oraz przejściowej a dodatkowo istotny spadek liczby gatunków w strefie głębokiego lasu do najniższej wartości wskaźnika bogactwa gatunkowego. Powodem tego zjawiska może być charakter zbiorowiska leśnego, które w przypadku kopalni piasku zajmuje ubogie siedlisko borowe (Ryc. 14).

Pomimo silnych korelacji pomiędzy miarami różnorodności (Ryc. 19), nie są one wymienne. W zależności od kontekstu badań, wpływu czynników środowiska na stan różnorodności czy badaniami nad interakcjami między różnorodnościami siedlisk preferuje się prostsze lub bardziej złożone wskaźniki. Natomiast dla oceny dynamiki zbiorowiska można uwzględnić miary różnorodności oparte na cechach. Porównanie kilku starannie dobranych indeksów może znacznie poprawić zrozumienie złożonych komponentów wpływających na bioróżnorodność (Morris i in. 2014).

4.3. Analiza bogactwa różnorodności funkcjonalnej

Funkcjonalne spojrzenie na badania wielogatunkowych zbiorowisk roślinnych ma miejsce już od dziesięcioleci, jednakże obecnie za sprawą rozwoju metod numerycznych, możliwości obliczeniowych, dostępności cyfrowych baz danych obserwuje się wysoki wzrost rozwoju i popularności ekologii funkcjonalnej roślin. Nie bez znaczenia są również gwałtowne globalne zmiany środowiska naturalnego, które wskazują na silną potrzebę ochrony środowiska oraz wykorzystywanie zasobów ekosystemów w zrównoważony i kontrolowany sposób (Goldstein 2018). Ekologia funkcjonalna próbuje odpowiedzieć na pytania związane z odpornością i stabilnością ekosystemów, możliwością ich regeneracji. Obiecujące okazuje się przejście z badań opisowych zbiorowisk i ekosystemów na rzecz badań predykcyjnych, które starają się przewidzieć jak rozkład wartości danych cech funkcjonalnych wśród gatunków tworzących zbiorowisko wpływa na jego obfitość gatunkową (Verberk i in. 2013).

Podejście funkcjonalne w szczególności skupia się na cechach fenotypowych i behawioralnych, które charakteryzują dane gatunki, a nie na samym składzie gatunkowym i liczbie gatunków danego zbiorowiska. Stara się określić jak zróżnicowane są funkcje gatunkowe w danej biocenozie. Wskazuje to na nową perspektywę wyjaśniania procesów ekologicznych i formułowania ogólnych reguł ekologicznych (Lawton 1999).

Do cech funkcjonalnych możemy zaliczyć cechy morfologiczne, fizjologiczne, strukturalne, biochemiczne, fenologiczne roślin. Kształtują się one w odpowiedzi na warunki środowiska i określają zdolność gatunku do pozyskania zasobów w danym środowisku, reakcję na konkurencję i stres środowiskowy. Jeśli w danym zbiorowisku występują gatunki, które różnią się pod względem wykorzystywanych zasobów, strategii życiowej, sposobie radzenia sobie ze stresem siedliskowym, różnorodność funkcjonalna obiera wysokie wartości (Grime 2006).

Zasugerowano, że zbiorowiska można lepiej opisywać, porównywać i oceniać za pomocą odmienności funkcjonalnej niż kierując się różnicami w składzie gatunkowym (Wilson 1994; Ricotta i Burrascano 2008). Właściwości zbiorowisk mogą być bardziej spójne i bardziej przewidywalne pod względem cech niż tożsamości obecnych gatunków. Obieg składników odżywczych, produktywność, sekwestracja dwutlenku węgla i stabilność siedlisk w obliczu perturbacji były postrzegane jako determinowane przez różnorodność funkcjonalną, a nie przez różnorodność gatunkową (Pastor i Cohen 1997;

Weigelt i in. 2008; Fornara i in. 2009; Griffin i in. 2009). Jednakże, podejście oparte na cechach w znacznej mierze nie było stosowane do ekotonów (Brownstein i in. 2013).

Określenie w jaki sposób gatunki oraz zestawienie cech funkcjonalnych ekotonów są powiązane z ekologicznymi procesami wskazuje na wieloaspektowe podejście poprzez uwzględnienie różnorodności funkcjonalnej i może przyczynić się do monitorowania różnorodności biologicznej oraz ujawnić jakie czynniki wpływają na różnorodność gatunkową oraz cech funkcjonalnych w obliczu globalnych zmian środowiskowych i kryzysu różnorodności biologicznej (Kermavnar i in. 2021).

Rozkład danych cech w zbiorowisku roślinnym może być opisany przez wiele wskaźników takich jak: bogactwo funkcjonalne (FR, FRic), równomierność funkcjonalną (FRO, FEve), dywergencję funkcjonalną (Fvar, FDiv) oraz rozbieżność funkcjonalną (FDis). Bogactwo funkcjonalne (FRic) pokazuje zakres wartości cech spotykanych w zbiorowisku. Wykazano, że stres siedliskowy, szczególnie o wysokim natężeniu ogranicza spektrum strategii życiowych roślin w danym siedlisku. Dlatego jest określane jako miara całkowitego filtrowania w zbiorowisku, zarówno przez czynniki biotyczne, jak i abiotyczne (Mcgill i in. 2006). Równomierność funkcjonalna (FEve) określa równomierność rozkładu w obrębie wartości badanych cech, uwzględnia zatem również ilościowość gatunków, ma związek z intensywnością zaburzeń. Przyjmuje wysokie wartości jeśli gatunki są równomiernie rozłożone wzdłuż gradientu cech, natomiast niskie wartości, gdy obfitsze gatunki są zgrupowane w jednej części gradientu (Pakeman 2011). Dywergencja funkcjonalna (FDiv) i rozbieżność funkcjonalna (FDis) opisują stopień rozrzucenia dominujących gatunków względem wartości badanej cechy. Wysokie wartości tych wskaźników są związane z dużym zróżnicowaniem nisz wśród gatunków w zbiorowisku, oznaczają, że dominujące gatunki nie są podobne do siebie i słabo ze sobą konkurują (Mouchet i in. 2010). Do analizy danych wykorzystanych w tej pracy użyto wskaźnik bogactwa funkcjonalnego (FRic), a także wskaźnik rozbieżności funkcjonalnej (FDis). Badania wykazały, że wskaźnik dywergencji funkcjonalnej (FDiv) wykazywał słabą moc, podczas porównania wskaźników funkcjonalnych (Mason i in. 2013).

Wskaźniki różnorodności funkcjonalnej są uznane za czułe narzędzie do badania zbiorowisk roślinnych jednakże odnoszą się wyłącznie do mechanizmów ekologicznych związanych z cechami, które zostały wybrane do danej analizy. Pozwalają odczytać funkcjonowanie ekosystemu, umożliwiają śledzenie mechanizmów kształtowania się zbiorowisk roślinnych ich odporność i stabilność w warunkach silnych zmian w środowisku. Umożliwia to zrozumienie procesów warunkujących dostarczanie usług

i zasobów ekosystemów (Goldstein 2018). W niniejszej pracy do analizy wskaźnika różnorodności funkcjonalnej wybrano takie cechy jak: wskaźniki warunków siedliskowych Ellenberga (wskaźniki: świetlny, termiczny, wilgotności gleby, kontynentalizmu, odczynu gleby, zasolenia, trofizmu gleby), formy życiowe roślin wg Raunkiaera, sposób dyspersji nasion, typ reprodukcji, strategie życiowe roślin wg Grime'a, pochodzenie gatunku, formę ochrony, gatunki starych lasów, zróżnicowanie zbiorowisk leśnych, stopień przekształcenia siedlisk (Ellenberg i in. 1991; Raunkiaer 1934; Dzwonko i Loster 2001; Baessler i Klotz 2006; Matuszkiewicz 2007; Kleyer i in. 2008; Babczyńska-Sendek i in. 2012; Tokarska-Guzik i in. 2012; Rozporządzenie Ministra Środowiska — z dnia 9 października 2014 r. w sprawie ochrony gatunkowej roślin 2014; Kaźmierczakowa i in. 2016)

Rozpowszechniona została koncepcja, że wzrost funkcjonowania ekosystemów powinien odzwierciedlać wzrost liczby gatunków (Díaz i Cabido 2001). Jednak dowody na taki związek są nieliczne i sprzeczne (Carmona i in. 2012). Coraz więcej dowodów wskazywało na to, że gatunki wpływają na funkcje ekosystemów przez swoje cechy (de Bello i in. 2009; Pérez-Harguindeguy i in. 2013; Stanisci i in. 2020). Występowanie w danym zespole gatunków współistniejących o podobnych cechach świadczy o tym, że nie istnieje ogólny związek między bogactwem gatunkowym a funkcjami ekosystemów, a tym samym nie możliwe jest przypisanie zmienności funkcji ekosystemów wyłącznie przyczynom taksonomicznym. Rzeczywiście, zmniejszająca się liczba gatunków niekoniecznie wpłynie na daną funkcję ekosystemu, jeśli zapewniona zostanie trwałość innych gatunków wykazujących te same cechy. Natomiast utrata gatunków o unikalnych cechach może radykalnie zmienić funkcje ekosystemu (de Bello i in. 2009, 2010; Laliberté i in. 2010; Carmona i in. 2012; Ricotta i in. 2016). Utrzymanie funkcjonowania ekosystemu w warunkach utraty gatunków jest określane jako redundancja funkcjonalna. Siedlisko przyrodnicze o dużej redundancji funkcjonalnej może charakteryzować się większą stabilnością czasową i odpornością niż siedlisko o niskiej redundancji funkcjonalnej i być chronione przed utratą funkcji jakie pełni dany ekosystem np. produktywność biomasy lub przepływ materii i składników odżywczych (Yachi i Loreau 1999; Fonseca i Ganade 2001; Pillar i in. 2013). Znajomość poziomu redundancji funkcjonalnej zbiorowisk roślinnych jest niezbędna do planowania ochrony i stosowanych praktyk zarządzania, w celu zapobiegania zmianom w funkcjonowaniu danego ekosystemu (Bricca i in. 2020). Redundancja funkcjonalna jest szeroko związana ze stabilnością ekosystemu: zróżnicowanie redundancji funkcjonalnej odzwierciedla

zróźnicowanie stabilności procesów ekosystemowych zapewnianych przez takie cechy jak sekwestracja węgla i wiązanie gleby (Klimešová i in. 2019). Dlatego obserwacja, że parametry strukturalne charakteryzują się przeciwstawnym oddziaływaniem na te procesy ekosystemowe może sugerować, że wywierają one zrównoważony wpływ na sekwestrację węgla i wiązanie gleby zapewniane przez gatunki dna lasu (Bricca i in. 2020).

Dla przeprowadzonych badań siedliska, które charakteryzowały się wysoką wartością różnorodności funkcjonalnej, obejmowały dla ekotonów leśnych graniczących ze zbiornikami wodnymi odległość od brzegu lasu do 10 m natomiast dla ekotonów graniczących z polami uprawnymi obszar od 10 m do 60 m od brzegu lasu. Transekty graniczące z terenami przemysłowymi charakteryzowały się z reguły niską wartością różnorodności funkcjonalnej (Ryc. 6, Ryc. 11, Ryc. 16).

Uznano cechy funkcjonalne jako ogniwo łączące czynniki środowiskowe, roślinność i funkcje ekosystemu (Diaz i in. 2008). Dlatego istotne jest aby określić jakie relacje występują pomiędzy danymi cechami funkcjonalnymi oraz jak relacje te zmieniają się w gradiencie środowiskowym (Dwyer i Laughlin 2017; Li i in. 2017). Określenie tych relacji umożliwi szczegółowe zbadanie mechanizmów odpowiadających za osiedlanie się gatunków w danych warunkach, ich współwystępowanie i tworzenie zbiorowisk roślinnych. Stwierdzono wysoką zbieżność funkcjonalną na siedliskach niskoproduktywnych i niekorzystnych dla roślin. Gatunki występujące na tych siedliskach posiadały podobne wartości danych cech funkcjonalnych czyli były funkcjonalnie redundantne. Zostały wyselekcjonowane w wyniku działania stresu abiotycznego (siedliskowego) (Goldstein 2018). Tego typu zjawisko zaobserwowano w przypadku transektów przeprowadzonych w ekosystemach leśnych graniczących z terenami przemysłowym, w szczególności w odległości 100 m od brzegu lasu. Warto również zauważyć, że wiele siedlisk, które znajdowały się w kompleksach leśnych graniczących z terenami uprawnymi również charakteryzowały się niższymi wskaźnikami bogactwa funkcjonalnego, były funkcjonalnie redundantne. Ponadto analiza zakresu wartości wskaźnika bogactwa funkcjonalnego wzdłuż gradientu odległości od brzegu lasu wykazała, że w przypadku brzegu lasu graniczącego z polem uprawnym w odległości do 40 m od brzegu lasu brak siedliska o bardzo wysokiej redukcji funkcjonalnej. Podobna sytuacja zaistniała w przypadku transektu leżącego nad zbiornikiem wodnym w odległości do 20 m, gdzie nie wykazano silnie ubożego funkcjonalnie siedliska. Inaczej rozkład wskaźnika różnorodności funkcjonalnej wygląda

w przypadku transektów graniczących z terenami przemysłowymi, w których w strefie ekotonowej o szerokości 20 m od brzegu lasu stwierdzono siedliska funkcjonalnie redundantne (Ryc. 6, Ryc. 11, Ryc. 16).

Natomiast w wyniku działania filtra biotycznego czyli silnej konkurencji pomiędzy gatunkami można spodziewać się wysokiej bioróżnorodności gatunkowej, która umożliwia pobieranie i wykorzystywanie różnorodnych zasobów środowiska. Kształtuje to rozbieżność funkcjonalną czyli wysokie zróżnicowanie cech gatunkowych w ramach danego zbiorowiska (Goldstein 2018). Zależność ta występuje szczególnie w ekotonach leśnych graniczących ze zbiornikami wodnymi w odległości do 10 m od brzegu lasu, a także w ekotonach leśnych graniczących z polami uprawnymi w pasie od 10 m od brzegu lasu do 60 m od brzegu lasu. Ponadto siedliska o najwyższym bogactwie różnorodności funkcjonalnej wykazano w obrębie kompleksów leśnych graniczących ze zbiornikami leśnymi, były one położone w odległości od 0 do 20 m od brzegu lasu a także w odległości 60 i 100 m od brzegu lasu (Ryc. 6, Ryc. 11).

Jednakże, pomimo stwierdzonych prawidłowości występuje także wiele specyficznych specjalizacji, które nie są do końca wyjaśnione (Goldstein 2018). Badania grup funkcyjnych ekotonów wykształconych pomiędzy lasami a terenami podmokłymi wskazały, że większość gatunków jest przystosowana albo do środowiska wilgotnego albo do środowiska suchego, niewiele gatunków obejmuje całą długość gradientu wilgoci. Uznano, że ekotony prawdopodobnie reprezentują górne lub dolne granice tolerancji warunków siedliskowych niektórych gatunków. Dlatego też zmiany w liczebności grup funkcyjnych mogą być wczesnym wskaźnikiem zmian hydrologicznych (Brownstein i in. 2015). Analiza zmian różnorodności funkcjonalnej w obrębie ekotonów leśnych graniczących ze zbiornikami wodnymi również wykazała, że ekoton leśny bezpośrednio graniczący ze zbiornikiem wodnym wykazywał najwyższe wartości bogactwa różnorodności funkcjonalnej w porównaniu z ekotonami graniczącymi z polami uprawnymi i terenami przemysłowymi (Tab. 24).

Badania ujawniły dominujący wpływ cech drzewostanu i właściwości gleby na większość badanych zmiennych cech taksonomicznych i funkcjonalnych. Największy wpływ miała zasobność warstwy krzewów oraz pH gleby organicznej. Najistotniejsze okazało się bogactwo gatunkowe warstwy krzewów dla przewidywania pokrycia i bogactwa warstwy zielnej. Jednakże wzrost bogactwa warstwy ziół wzdłuż gradientu bogactwa warstwy krzewów osiągał swoje maksimum przy wysokim bogactwie warstwy krzewów, co wskazuje na konkurencyjne interakcje pomiędzy warstwą zielną oraz

warstwą krzewów. Podobną zależność wykazywało pokrycie warstwy krzewów oraz pokrycie warstwy zielnej. Wskazuje to także na regulacyjną rolę warstwy krzewów, wyższe zakrzewienie uniemożliwia dominację jednego lub kilku gatunków roślin zielnych (Kermavnar i in. 2021). Jednakże warstwa krzewów działa również jako bezpośredni filtr dla gatunków warstwy zielnej wpływając w szczególności na dostępność światła do dna lasu i przyczynia się do większej produkcji ściółki, obecność lub brak warstwy krzewów może tworzyć wysoce zmienne mikrośrodowiska (Koorem i Moora 2010; Bartels i Chen 2013; Kovács i in. 2017). Badania przeprowadzone w kompleksach leśnych graniczących z drogami szybkiego ruchu wykazały, że bardzo wysokie pokrycie warstwy krzewów uniemożliwiało rozwój warstwy zielnej, ograniczając nawet dostępność światła bocznego w ekotonach leśnych, jednakże taki wysoki rozwój warstwy krzewów był spowodowany nadmiernym wzrostem gatunków obcych (Czaja i in. 2021). Warto również zaznaczyć, że znaczną rolę w konkurencji warstwy krzewów i warstwy zielnej mogą mieć również nanofanerofity, pnącza, epifity w szczególności na siedliskach graniczących ze zbiornikami wodnymi. Natomiast w przypadku strefy głębokiego lasu czynnikiem silnie ograniczającym rozwój warstwy zielnej może być także masowe pojawienie się wysokich paproci *Pteridium aquilinum* oraz gatunków z rodzaju *Rubus sp.* w prześwietleniach leśnych (Ryc. 7).

Wykazano również, że skład gatunkowy drzewostanu był wyraźnym predyktorem równomierności gatunkowej warstwy zielnej. Drzewostany mieszane charakteryzowały się najwyższą równomiernością gatunkową warstwy ziół. Podczas, gdy monogatunkowe drzewostany charakteryzowały się dominacją jednego lub kilku gatunków roślin zielnych (Su i in. 2019; Kermavnar i in. 2021). Pod względem bogactwa różnorodności funkcjonalnej zbiorowiskiem, charakteryzującym się najwyższymi wartościami było zbiorowisko borowe ze związku *Dicrano-Pinion* (Ryc. 25).

Stwierdzono, że światło jest najważniejszym czynnikiem ograniczającym w większości ekosystemów leśnych (Neufeld i Young 2014), zatem tolerancja cienia wpływa na zdolność roślin do radzenia sobie z innymi czynnikami stresującymi. Jednak warto zwrócić uwagę, że na niektórych siedliskach większa dostępność światła sprzyja ekspansji gatunków roślin przystosowanych do środowiska o wysokim nasłonecznieniu (np. traw). Ich dominacja może prowadzić do konkurencyjnego wykluczenia mniej przystosowanych gatunków, co skutkujeubożeniem bogactwa gatunkowego zbiorowisk roślinnych (Kermavnar i in. 2021). Przeprowadzone badania wykazały wzrost stopnia dyspersji funkcjonalnej wraz ze wzrostem udziału gatunków światłożądnych,

w szczególności zależność ta była widoczna w kompleksach leśnych graniczących z polami uprawnymi (Ryc. 12).

Innym powodem zubożenia gatunkowego może być „efekt kompensacyjny”. Polegający na tym, że korzystniejsze warunki glebowe (wyższe pH i wilgotność gleby) przeważają nad skutkami pozornie stresujących warunków abiotycznych, czyli w tym przypadku mniejszej dostępności światła, wykazując wysokie bogactwo gatunkowe warstwy zielnej na danych stanowiskach badawczych. Jednakże heterogeniczność gleby wydaje się być istotniejsza dla bogactwa gatunkowego siedlisk leśnych. Wykazano, że bardziej znaczącą warstwą gleby jest warstwa organiczna niż warstwa gleby mineralnej. Bogactwo gatunkowe warstwy zielnej wykazywało pozytywną korelację wraz ze wzrostem pH i zdolnością wymiany kationów (Kermavnar i in. 2021). Natomiast dla badanych w niniejszej pracy kompleksów leśnych graniczących z terenami przemysłowymi wzrost bogactwa różnorodności funkcjonalnej był związany ze spadkiem pH (Ryc. 17).

Ujemną korelację stwierdzono pomiędzy zawartością azotu w glebie a bogactwem gatunkowym siedliska przyrodniczego. Może to świadczyć o tym, że warstwa zielna na bardziej produktywnych siedliskach charakteryzuje się przewagą konkurencyjnych gatunków, które wymagają zasobnego siedliska a odznaczają się szybkim wzrostem, co skutkuje nierównomiernym rozkładem składu gatunkowego pomiędzy gatunkami dominującymi a podrzędnymi (Kermavnar i in. 2021). Przeprowadzone badania również wykazały, że dla zbiorowisk roślinnych wysoko przekształconych o ogólnie niskim wskaźniku bogactwa różnorodności funkcjonalnej, które obejmują kompleksy leśne graniczące z terenami przemysłowymi występuje zależność spadku bogactwa różnorodności funkcjonalnej przy wzroście zawartości azotu w glebie. Jednakże, zależność ta nie występuje na siedliskach charakteryzujących się wysokim wskaźnikiem bogactwa różnorodności funkcjonalnej (Ryc. 17).

Jednakże, warto zaznaczyć że, stwierdzono również iż uboga w gatunki warstwa zielna jest zwykle bardziej zróżnicowana funkcjonalnie niż bogata w gatunki, co wskazuje, że bogactwo gatunkowe nie zawsze jest dobrym substytutem różnorodności funkcjonalnej (Bricca i in. 2020).

Wykazano, że struktura lasów wpływa na różnorodność funkcjonalną. Stwierdzono, że zagęszczenie drzewostanu wpływa na bogactwo gatunkowe, a średnica drzew wpływa na różnorodność funkcjonalną uwzględniającą rozmnażanie wegetatywne. Jednakże odwrotne zależności odnotowano dla redundancji funkcjonalnej, co sugeruje,

że cechy klonalne odgrywają kluczową rolę w skupianiu się gatunków. Obserwacja, że parametry strukturalne wywierają przeciwny wpływ na redundancję funkcjonalną, wskazuje na efekt przeciwwagi w celu utrzymania stabilności ekosystemu (Bricca i in. 2020).

Zwykle badania funkcjonalne dotyczyły głównie cech nadziemnych związanych z liśćmi, łodygami i nasionami (Diaz i in. 2008) lub cech podziemnych związanych z drobnymi korzeniami i zespołami mikoryzowymi (Laliberté 2017). Te cechy wychwytyują funkcje związane z konkurencją o zasoby i tempem wzrostu, ale nie wyjaśniają innych kluczowych wymiarów funkcjonalnych, takich jak zajmowanie przestrzeni i trwałość na danym siedlisku. Cechy klonalne są odpowiedniejsze do wychwycenia tych parametrów (E-Vojtkó i in. 2017; Klimešová i in. 2018; Chelli i in. 2019). W rzeczywistości cechy klonalne gatunków roślin zielnych mają fundamentalne znaczenie w ekosystemach leśnych a wiele badań udokumentowało rosnące znaczenie strategii rozmnażania wegetatywnego w lasach (Canullo i in. 2017; Scolastri i in. 2017; Chelli i in. 2019). W porównaniu z cechami odnoszącymi się do schematu liść-wysokość-nasiona (LHS), cechy klonalne takie jak: liczba pędów przypadających na pęd rodzicielski, trwałość wzrostu, trwałość połączenia z pędami rodzicielskimi, zdolność regeneracji po urazie, wychwytyują różne wymiary funkcjonalne, które wpływają na trwałość roślin, takie jak zajmowanie siedliska, pozyskiwanie i przekazywanie składników odżywczych, zdolność do regeneracji (Klimešová i in. 2018). Stwierdzono, że cechy klonalne mogą napędzać współlistnienie gatunków w ekosystemach leśnych. Na cechy klonalne wpływała głównie wysokość i średnica drzew. Wykazano silny spadek bogactwa gatunkowego wraz ze wzrostem zagęszczenia drzew subdominujących. Zagęszczenie drzew jest uważane za wskaźnik pokrycia koron drzew i silnie wpływa na reżim świetlny warstwy podszytu. Wysokie wartości pokrycia w warstwie koron generują wysoce selektywne środowisko do wychwytywania światła, które filtrują gatunki podszytu tolerujące cień. Podszyt starych lasów charakteryzuje się zjawiskiem konwergencji funkcjonalnej, dzięki któremu gatunki o podobnych strategiach funkcjonalnych radzą sobie z wysokim poziomem warunków stresowych pod okapem drzew (Campetella i in. 2011; Ottaviani i in. 2019). Również w zbadanych fitocenozach leśnych zaobserwowano zjawisko konwergencji funkcjonalnej, dla zbiorowisk o wysokim stopniu bogactwa różnorodności funkcjonalnej, kompleksów leśnych graniczących ze zbiornikami wodnymi oraz polami uprawnymi. Zaobserwowano natomiast spadek wartości tego

wskaźnika w strefie głębokiego lasu tj. w odległości 200 m od brzegu lasu (Ryc. 6, Ryc. 11).

W tym sensie kluczową rolę odgrywają wyższe drzewa o wysokiej wartości piersznicy, które utrzymując dobrze rozwiniętą koronę, mogą zwiększać regenerację lasu po wycięciu, a tym samym nałożyć silne ograniczenia ekologiczne pod względem ilości przenikającego światła i ilości ściółki dla rozwijającego się podszytu (Aubin i in. 2009). Drzewa standardowe o większej średnicy preferują gatunki podszytu o podobnym współczynniku klonalnego potomstwa (tj. funkcjonalnej konwergencji). Natomiast drzewa standardowe o wyższej wysokości z wysoko osadzonymi i szerszymi koronami zwiększają zmienność strategii podszytu związanej z pozyskiwaniem i przekazywaniem składników odżywczych. Stwierdzono, że cechy drzew standardowych wpływają na funkcjonowanie podszytów. Dlatego w działaniach na rzecz zachowania funkcjonowania ekosystemu powinno się uwzględniać parametry drzew standardowych oraz ich przestrzenną heterogeniczność (Bricca i in. 2020).

Analiza RLQ dla rozmnażania wegetatywnego w zbiorowiskach leśnych wykazała, że przeważnie występuje ono w borach *Dicrano-Pinion*, natomiast rzadko jest spotykane w lasach liściastych *Fagion sylvaticae*. Ponadto dla ekotonów leśnych graniczących ze zbiornikami wodnymi wzrost nachylenia sprzyjał występowaniu rozmnażania wegetatywnego. Dla siedlisk leśnych graniczących z terenami przemysłowymi wykazano silną korelację wzrostu udziału roślin rozmnażających się wegetatywnie wraz ze wzrostem odległości od brzegu lasu (Ryc. 25, Ryc. 7, Ryc. 17).

W odniesieniu do cech funkcjonalnych wysokości roślin dla lasów po wycięciu, stwierdzono wzrost wyższych gatunków zielnych, sugeruje to, że wyższe gatunki warstwy zielnej zajmowały nowe utworzone luki po rębni, co jest potwierdzeniem badań (Tinya i in. 2019). Napływ wysokich roślin ruderalnych i traw w lukach koronowych był już wcześniej obserwowany (Aikens i in. 2007). Pod względem masy nasion, wykazano wzrost liczebności gatunków o drobnych nasionach na polach badawczych podlegającym zakłóceniom. Natomiast większe nasiona są kojarzone z bardziej zacienionymi siedliskami (Shipley i in. 2017). W badaniach wykazano wzrost udziału gatunków starych lasów w strefie wewnętrznej lasu, które również charakteryzują się nasionami o wyższej masie (Ryc. 25).

Stwierdzono pozytywny związek między odpornością kompozycyjną (funkcjonalną) podszytu po wycięciu drzew a wartościami bogactwa funkcjonalnego na polach badawczych przed wycinką. Może to być wynikiem utraty mniejszej liczby

gatunków po wycince lub mniejszej liczbie gatunków kolonizujących po zakłóceniach w zbiorowiskach o wysokim bogactwie gatunkowym niż w zbiorowiskach ubogich. Zbiorowiska ubogie były ponadto bardziej podatne na kolonizację nowych gatunków, które dołączyły do zbiorowisk po wycince. Zbiorowiska o wyższym bogactwie gatunkowym przed wycinką miały tendencję do utraty mniejszej liczby gatunków rezydentnych. Ogólnie ujmując, zmiany w składzie gatunkowym były bardziej spowodowane przez kolonizację niż wiązały się z procesem utraty gatunków. Zbiorowiska bogate gatunkowo wykazywały większe zagęszczenie (pokrycie) i miały mniej wolnej przestrzeni, co utrudniało potencjalnym gatunkom kolonizującym wkroczenie do zbiorowiska po wycince (Grandpré i in. 2011). Dlatego bardzo podatne na zakłócenia i wkraczanie obcych gatunków są całe kompleksy leśne wykształcone w okolicy terenów przemysłowych, które wykazują bardzo niską wartość wskaźnika bogactwa różnorodności funkcjonalnej w obrębie całego siedliska (Tab. 24, Tab. 13). Dla lasów graniczących z terenami uprawnymi strefa ekotonowa o szerokości 40 m od brzegu lasu odznacza się obniżonymi wartościami bogactwa różnorodności funkcjonalnej i jest w szczególności narażona na wkraczanie gatunków nieleśnych oraz zmiany warunków glebowych. Natomiast strefa wewnętrzna lasu, w której występuje zjawisko konwergencji funkcjonalnej i także odznacza się obniżeniem wartości bogactwa różnorodności funkcjonalnej jest w szczególności narażona na takie formy degeneracji zbiorowisk leśnych jak cespityzacja, fruticetyzacja i zubożenie runa leśnego w wyniku działania intensywnej gospodarki leśnej (Ryc. 11). Dobrze rozwinięta strefa ekotonowa, o wysokim współczynniku różnorodności funkcjonalnej przyczynia się do ograniczenia wkraczania gatunków nieleśnych, obcych i inwazyjnych do strefy ekotonowej a w szczególności do strefy wewnętrznej lasu. Dlatego istotne powinno być dążenie do uzyskania i zachowania wysokiego wskaźnika bogactwa różnorodności funkcjonalnej w strefie ekotonowej (Ryc. 7).

Może to mieć implikacje w szerszym znaczeniu, na przykład lasy mieszne o większym bogactwie gatunkowym zwykle wykazują większą zdolność do przeciwstawiania się zmianom środowiskowym i znacznie szybciej niż lasy o drzewostanach jednogatunkowych są w stanie powrócić do stanu zachowania przed wycinką. Przy planowaniu sztucznego odnawiania gatunków drzew w celu odtworzenia zniszczonych obszarów leśnych należy wziąć pod uwagę różnice w środowisku wywołane aspektem stoku, skalistością powierzchni, ilością posuszu dla określenia warunków mikroklimatycznych. Luki w warstwie koron w nienaruszonym drzewostanie

odgrywają główną rolę w utrzymaniu puli gatunków przez dłuższy okres wzdłuż gradientu sukcesji, pozwalając niektórym gatunkom w wczesnej sukcesji przetrwać dłużej i współistnieć z gatunkami z późnej sukcesji (Grandpré i in. 2011). Częściowe wycinki drzew sprzyjają zdomowieniu się wielu światłolubnych, nieleśnych gatunków roślin (Kermavnar 2019). W skali mikrośrodowiskowej czynnikami wyjaśniającymi skład gatunkowy jest struktura warstwy koron tj. stopień jej zamknięcia, a także mikroklimat (maksymalna dzienna temperatura), cechy gleby (grubość warstwy organicznej) oraz lokalna topografia (nachylenie i skalistość powierzchni). Zbiorowiska leśne charakteryzujące się niskim pokryciem i różnorodnością gatunkową, powinny być ostrożnie ekspozowane na luki w koronie drzew spowodowane rębnią lub pielęgnacją lasu, ponieważ są one prawdopodobnie najbardziej podatne na szybką inwazję gatunków nieleśnych (np. wielkopołaciowe gatunki traw, gatunki z rodziny *Rubus sp.*), zwłaszcza na bardziej odsłoniętych stanowiskach, takich jak strome zbocza południowe (Kermavnar i in. 2019).

Warto również zwrócić uwagę na występujące wśród cech funkcjonalnych, cechy odpowiedzi oraz cechy efektu. Cechy odpowiedzi są wyselekcjonowane przez dane warunki środowiska. Są to zatem cechy, które odzwierciedlają przystosowanie gatunków i warunkują ich odpowiedź na czynniki środowiska. Przykładem cech odpowiedzi jest wczesne zakwitanie, ponieważ umożliwia wydanie nasion w siedlisku o wysokim natężeniu zaburzeń (Goldstein 2018). W przeprowadzonych badaniach stwierdzono wzrost udziału geofitów na siedliskach w strefie głębokiego lasu, co było skorelowane z nieznacznym spadkiem wskaźnika bogactwa różnorodności gatunkowej wynikającym z konwergencji funkcjonalnej będącej cechami odpowiedzi (Ryc. 25).

Natomiast cechy efektu są to cechy, których kombinacja wpływa na środowisko. Gatunki, które posiadają cechy efektu mogą kształtować swoje siedlisko, zmieniać jego mikrotopografię jak to jest w przypadku turzyc, które potrafią tworzyć swoiste kępy i opanowywać m. in. torfowiska. Cechą efektu może być również specyficzny skład chemiczny tkanek wpływający na tempo rozkładu roślin (Goldstein 2018). Silne wykształcenie się cech efektu możemy zaobserwować szczególnie w przypadku pól badawczych umieszczonych w sąsiedztwie terenów przemysłowych, gdzie obserwujemy dodatkowy, gwałtowny spadek już niskiego wskaźnika różnorodności funkcjonalnej pomiędzy 60 a 100 m od brzegu lasu aż do strefy wewnętrznej lasu, co silnie ogranicza zdolności regeneracyjne ekosystemu leśnego (Ryc. 16).

Rozbieżność funkcjonalna może być wynikiem konkurencji występującej na danych siedliskach, może być również wynikiem heterogeniczności mikrosiedlisk. Jednakże procesy konkurencyjne zachodzą na bardzo małą skalę, podczas gdy dla małych siedlisk cechy środowiskowe przeważają nad rolą procesów konkurencyjnych (Macarthur i Levins 1967; Klimešová i in. 2018).

Nowatorstwo przeprowadzonych badań polega na równoległej ocenie perspektywy florystycznej i opartej na cechach funkcjonalnych roślin. Chociaż komponenty taksonomiczne i funkcjonalne są często ściśle ze sobą powiązane, rozszerzenie zakresu badań z taksonomii na cechy funkcjonalne jest powszechnie akceptowane. Warto również zwrócić uwagę na współzależność między wybranymi zmiennymi środowiskowymi, która może skomplikować interpretację rzeczywistego wpływu na skład gatunkowy i różnorodność cech. Na przykład skład i różnorodność warstwy drzew są często powiązane z właściwościami gleby i parametrami klimatycznymi. Jednocześnie właściwości gleby leśnej zależą jednak również od dominujących gatunków drzew, makroklimatu i lokalnych czynników topograficznych. Dokładne prognozy mogą być jeszcze bardziej skomplikowane przez prowadzoną gospodarkę leśną lub skutki sposobu użytkowania gruntów w przeszłości, które odgrywają ważną rolę w strukturyzacji zbiorowisk warstwy zielonej. Wybrano zestaw cech funkcjonalnych ujmujących główne zmienności cech w roślinności leśnej. Wykazano, że cechy kategoryczne, takie jak: strategie życia roślin, formy wzrostu i reprodukcji są dobrym substytutem wyjaśnienia kluczowej zmienności cech, bazujących na ekonomii liści i wielkości roślin (Kermavnar i in. 2022).

5. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Uzyskane wyniki przeprowadzonych badań dotyczących kształtowania się strefy ekotonowej zbiorowisk leśnych w zależności od zróżnicowanego otoczenia oraz ich dyskusja umożliwiły weryfikację postawionych we wstępie hipotez.

H. 1: Ekoton leśny ma odmienne cechy w porównaniu do sąsiedniej strefy leśnej w zależności od warunków środowiskowych otoczenia pod względem:

1. α – różnorodności;
2. β – różnorodności;
3. bogactwa różnorodności funkcjonalnej;
4. udziału gatunków światłolubnych, kserotermicznych, eutroficznych lub oligotroficznych, halofitów;
5. sposobie dyspersji nasion;
6. sposobie reprodukcji;
7. strategii życiowych roślin.

Ekoton leśny ma odmienne cechy w porównaniu do strefy leśnej i charakteryzuje się:

1. wyższymi wartościami wskaźników α – różnorodności w ekotonach niezdegenerowanych lasów;
2. wyższymi wartościami wskaźników β – różnorodności w ekotonach niezdegenerowanych lasów;
3. wzrostem bogactwa różnorodności funkcjonalnej w ekotonach niezdegenerowanych lasów;
4. wyższym udziałem gatunków ciepłolubnych, preferującymi wyższe pH, wyższy trofizm gleb, halofitów;
5. wyższym udziałem autochorów;
6. wyższym udziałem roślin rozmnażających się przez nasiona;
7. wyższym udziałem konkurentów;

W ekotonach występuje mniejszy udział gatunków starych lasów w porównaniu do głębokiej strefy leśnej. Ponadto w badanych ekotonach leśnych stwierdzono większy udział kenofitów.

H. 2: Skład gatunkowy roślin ekotonu jest różny niż głębokiego lasu, różni się w zależności od odległości od brzegu lasu.

Wykazano, że gatunki wskaźnikowe ekotonu różnią się w zależności od rodzaju środowiska otaczającego kompleks leśny. Dla ekotonów leśnych graniczących ze zbiornikami wodnymi wykazano m. in. takie gatunki jak: płonnik pospolity *Polytrichum commune*, olsza czarna *Alnus glutinosa*, mozga trzcinowata *Phalaris arundinacea*, mietlica pospolita *Agrostis capillaris*. Dla ekotonów leśnych graniczących z polami uprawnymi stwierdzono gatunki z rodzaju *Rubus sp.*, dąb czerwony *Quercus rubra*, klon zwyczajny *Acer platanoides*. Ponadto stwierdzono również gatunki wspólne zarówno dla ekotonów leśnych graniczących ze zbiornikami wodnymi jak i polami uprawnymi takie jak: kruszyna pospolita *Frangula alnus*, jarząb pospolity *Sorbus aucuparia*, borówka czarna *Vaccinium myrtillus*, narecznica krótkoostna *Dryopteris carthusiana*. Gatunkami wskaźnikowymi dla ekotonów graniczących z terenami przemysłowymi są: czeremcha amerykańska *Padus serotina* i czeremcha zwyczajna *Padus avium*, gatunki z rodzaju *Rubus sp.*, jeżyna fałdowana *Rubus plicatus*, jeżyna gruczołowata *Rubus hirtus*.

Znaczna odległość od brzegu lasu sprzyja występowaniu gatunków chronionych oraz gatunków starych lasów.

H. 3: Bogactwo różnorodności funkcjonalnej strefy ekotonowej jest wyższe w porównaniu do strefy wewnętrznej lasu.

Bogactwo różnorodności funkcjonalnej roślin różni się w zależności od odległości od brzegu lasu.

Ekotony leśne graniczące ze zbiornikami wodnymi charakteryzują się wysoką wartością różnorodności funkcjonalnej do 20 m od brzegu lasu. Bardzo wysoka różnorodność funkcjonalna występuje w pasie o szerokości 5 m od brzegu lasu.

Ekotony leśne graniczące z polami uprawnymi charakteryzują się niskim bogactwem różnorodności funkcjonalnej w odległości do 5 m od brzegu lasu oraz w strefie głębokiego lasu tj. w odległości 200 m od brzegu lasu. W lesie od 5 m od brzegu lasu do 150 m od brzegu lasu występuje wysokie bogactwo różnorodności funkcjonalnej. W ekotonach leśnych graniczących z polami uprawnymi bogactwo różnorodności funkcjonalnej wzrasta do 60 m od brzegu lasu.

Siedliska zlokalizowane w sąsiedztwie zbiorników wodnych oraz pól uprawnych wykazują wysokie wartości wskaźnika bogactwa różnorodności funkcjonalnej. Wysoka wartość różnorodności funkcjonalnej przyczynia się wykształcenia się zjawiska „efektu brzegowego” oraz odporności na działanie czynników zewnętrznych i utrzymanie zdolności pełnienia funkcji ekosystemowych.

Dla lasów przekształconych większe znaczenie wykazuje stopień degeneracji siedliska niż odległość od brzegu lasu. Brak jest efektu brzegowego. Stopień różnorodności funkcjonalnej wykazuje fluktuacje niezależne od odległości od brzegu lasu. Zbiorowiska leśne graniczące z terenami przemysłowymi charakteryzują się bardzo niską wartością bogactwa funkcjonalnego. Nie zaobserwowano również istotnego wzrostu badanego wskaźnika. Ponadto w transektach leśnych graniczących z terenami przemysłowymi występowały nagłe spadki wartości wskaźnika bogactwa różnorodności funkcjonalnej w strefie ekotonowej i w strefie głębokiego lasu.

Bogactwo różnorodności funkcjonalnej ekotonów różni się w zależności od środowiska otaczającego. Ekotony wykształcone w lasach graniczących z terenami przemysłowymi charakteryzowały się istotnie niższym stopniem bogactwa różnorodności funkcjonalnej niż siedliska wykształcone w lasach graniczących ze zbiornikami wodnymi lub polami uprawnymi.

Wnętrze lasu o nieprawidłowo wykształconym ekotonie i braku zjawiska „efektu brzegowego” wykazywało silną degenerację pod względem różnorodności gatunkowej jak i funkcjonalnej.

H. 4: Aspekty ekologiczne i funkcjonalne ekotonów leśnych zależą od sposobu użytkowania otoczenia lasu.

Analiza siedlisk w zależności od sposobu użytkowania środowiska otaczającego wykazała istotny wpływ na wilgotność, trofizm, pH gleby, temperaturę, nasłonecznienie, sposób rozsiewania oraz strategie życiowe roślin.

Ekotony leśne graniczące ze zbiornikami wodnymi charakteryzowały się wyższym udziałem roślin preferujących żyzne i wilgotne gleby o odczynie zasadowym lub obojętnym, ciepłolubnych o zoochorycznym sposobie dyspersji nasion oraz halofitów.

Ekotony leśne graniczące z polami uprawnymi charakteryzowały się wysokim udziałem gatunków rozmnażających się głównie przez nasiona, konkurentów gatunków ciepłolubnych, preferujących żyzne gleby o wyższym pH. Często ekotony leśne

graniczące z polami uprawnymi są bogate w gatunki autochoryczne, większy udział mogą wykazywać także ruchliwe rośliny pionierskie odporne na stres w stosunku do sąsiedniej strefy leśnej. Ekotony leśne graniczące z terenami przemysłowym odznaczają się mniejszym udziałem: gatunków rozmnażających się wegetatywnie, gatunków starych lasów a także konkurentów, roślin odpornych na stres oraz ruchliwych roślin pionierskich odpornych na stres. Siedliska przyrodnicze strefy ekotonalnej w szczególności graniczące z terenami przemysłowymi wykazują się wyższym stopniem przekształcenia i większą dyspersją funkcjonalną.

Lasy o wysokiej wartości różnorodności funkcjonalnej były związane z gatunkami preferujących zasadowe podłoże, ubogie w gatunki rozmnażające zarówno przez nasiona jak i wegetatywnie, ciepłolubne, o mieszanej strategii życiowej, geofity, ruchliwe rośliny pionierskie odporne na stres, gatunki hydrochoryczne i anemochoryczne.

Zbiorowiska leśne o wysokiej dyspersji funkcjonalnej wykazują się znacznym udziałem gatunków rozmnażających się głównie przez nasiona, cieniolubnych, odpornych na suszę, należących do ruchliwych roślin pionierskich odpornych na stres. Pod względem wskaźnika termicznego wykazujące tolerancję na wysokie temperatury. Wraz ze wzrostem wskaźnika dyspersji funkcjonalnej możliwy jest również wzrost udziału autochorów, mikrofanerofitów – w przypadku fitocenozy wykształconych w pobliżu zbiorników wodnych, a roślin niskopączkowych i makrofitów – w przypadku płątów wykształconych w pobliżu pól uprawnych.

Znaczna odległość od brzegu lasu sprzyja występowaniu gatunków rozmnażających się wegetatywnie. Strefa ekotonalna w porównaniu ze strefą głębokiego lasu ma większy udział roślin rozmnażających się przez nasiona, konkurentów i ruchliwych roślin pionierskich, roślin termofilnych i preferujących bardzo żyzne gleby.

H. 5: Efekt brzegowy wykształca się w ekotonach lasów niezdegenerowanych.

W przeprowadzonych badaniach „efekt brzegowy” przejawiał się zmianami zarówno w obrębie α – różnorodności, β – różnorodności a także bogactwa różnorodności funkcjonalnej.

Dla siedlisk przyrodniczych dobrze zachowanych o wysokim bogactwie różnorodności funkcjonalnej, α -różnorodności i β -różnorodności występuje zjawisko efektu brzegowego a strefa ekotonowa charakteryzuje się bardzo wysoką bioróżnorodnością, która wykazuje zależność pomiędzy odległością od brzegu lasu. Badania potwierdziły obecność efektu brzegowego w lasach o niskim stopniu przekształcenia tj. w ekotonach leśnych sąsiadujących ze zbiornikami wodnymi oraz w ekotonach leśnych graniczących z polami uprawnymi.

Ekotony leśne graniczące ze zbiornikami wodnymi charakteryzują się bardzo wysoką wartością wskaźników: bogactwa różnorodności funkcjonalnej, α -różnorodności, β -różnorodności w strefie ekotonowej lasu tj. do 20 m od brzegu lasu oraz istotną zmiennością wskaźników w porównaniu do strefy przejściowej i strefy głębokiego lasu. Świadczy to o prawidłowo wykształconym ekotonie, w którym stwierdzono zjawisko „efektu brzegowego”, pełniące funkcje ochronne, stabilizujące i buforowe zapewniając utrzymanie na stabilnym i wysokim poziomie różnorodność funkcjonalną oraz α i β różnorodność w strefie przejściowej i strefie głębokiego lasu. Możliwymi czynnikami antropogenicznymi wpływającymi na strefę ekotonową, jednakże o niskim natężeniu są: wykaszanie brzegów, aktywność łowiecka, drobna infrastruktura – kładki, sporadyczne wydeptywanie, wprowadzanie gatunków antropogenicznych, zmiana jakości i stanu wód. Jednakże wśród czynników zewnętrznych wpływających na ekoton leśny występują głównie czynniki naturalne takie jak: zmiana poziomu lustra wody, aktywność bobrów, intensywne boczne światło (szczególnie przy dużych zbiornikach wodnych) i wiatr, wysoka wilgotność gleby, obecność gatunków nieleśnych. Obecność naturalnych czynników wpływa pozytywnie na rozwój „efektu brzegowego” w ekotonach leśnych.

Ekotony leśne graniczące z polami uprawnymi charakteryzują się niższym bogactwem różnorodności funkcjonalnej, bogactwem gatunkowym i β -różnorodnością w porównaniu do strefy przejściowej lasu. Wzrost wartości wymienionych wskaźników wykazano w strefie przejściowej co wskazuje na obecność „efektu brzegowego” dopiero w strefie przejściowej lasu tj. w odległości od 40 - 60 m od brzegu lasu. „Przesunięcie”

efektu brzegowego może być związane z obecnością nasilonych czynników zewnętrznych, których intensywność wpływa degradująco na strefę ekotonową lasu uniemożliwiając wykształcenie się odpowiedzi obronnej w formie „efektu brzegowego”. Stopniowe osłabienie intensywności docierających czynników zewnętrznych i dobrze zachowany stan lasu umożliwia wykształcenie „efektu brzegowego”, jednakże dopiero w strefie przejściowej lasu tj. w odległości od 40 – 60 m od brzegu lasu. Świadczy o tym wzrost wartości wskaźnika bogactwa różnorodności funkcjonalnej a także wskaźników α – różnorodności. Zachowana zostaje funkcja ochronna i stabilizująca dla bioróżnorodności głębokiego lasu. Antropogenicznymi czynnikami zewnętrznymi, które mogły wpływać na badane ekotony leśne graniczące z polami uprawnymi są: herbicydy (w tym desykanty), pestycydy, zmiana chemizmu i jakości gleb poprzez: wyjałowienie, degradację i nawożenie przylegających do ekotonów pól uprawnych. Ruch maszyn rolniczych oraz wydeptywanie, wprowadzanie gatunków obcych, nieleśnych, zmodyfikowanych genetycznie a także intensywnie prowadzona gospodarka leśna również w strefie ekotonowej lasu.

Ekotony leśne będące pod silnym oddziaływaniem antropogenicznym, graniczące z terenami przemysłowymi nie były w pełni wykształcone i nie przejawiały zjawiska „efektu brzegowego”. Zbiorowiska leśne graniczące z terenami przemysłowymi charakteryzują się bardzo niską wartością bogactwa funkcjonalnego. Nie zaobserwowano istotnego wzrostu badanych wskaźników w obrębie transektów leśnych co świadczy o niewykształceniu się zjawiska „efektu brzegowego”. Przyczyną tego może być bardzo wysokie natężenie czynników antropogenicznych o wysokiej szkodliwości m. in.: pyły, spaliny, opady przemysłowe, chemiczne zanieczyszczenie wód i gleb, zmiana struktury gleby (wprowadzenie skał), zmiana infrastruktury (drogi, ogrodzenia, wyrobiska), ruch maszyn, hałas, wibracje, wybuchy. Stwierdzono bezpośrednie przenikania czynników antropogenicznych do ekotonów, takich jak: ruch pojazdów jednośladowych, wydeptywanie, zasypywanie, wykopywanie. Ponadto intensywnie prowadzona gospodarka leśna i wkraczanie gatunków obcych, inwazyjnych.

Wysoka intensywność i szkodliwość wymienionych czynników uniemożliwiła wykształcenie reakcji odpornościowej siedliska leśnego w postaci „efektu brzegowego” a tym samym powodują przenikanie szkodliwych czynników w głąb siedliska leśnego powodując jego degradację co potwierdza bardzo niska wartość bioróżnorodności w obrębie całego transektu. Wysoka degradacja siedliska leśnego może spowodować, że

stanie się źródłem czynników zagrażającym innym siedliskom w wyniku np. rozprzestrzeniania się gatunków roślin inwazyjnych.

H. 6: Zmiany wzdłuż gradientu środowiskowego są stopniowe w zbiorowiskach naturalnych o wysokim bogactwie różnorodności funkcjonalnej.

Potwierdzono regułę, że zmiany wzdłuż gradientu środowiskowego będą stopniowe w zbiorowiskach leśnych najbardziej zbliżonych do naturalnych, nienarażonych na istotne wpływy antropogeniczne, na podstawie zmienności wskaźnika bogactwa różnorodności funkcjonalnej. Zmienność różnorodności funkcjonalnej w gradiencie odległości od brzegu lasu wykazuje stopniowe zmiany ukazujące wystąpienie zjawiska „efektu brzegowego” dla transektów przeprowadzonych w pobliżu zbiorników wodnych i pól uprawnych. Pola badawcze zlokalizowane w tych transektach odznaczały się wysoką wartością bioróżnorodności. Natomiast transekty zlokalizowane w pobliżu terenów przemysłowych wykazywały wielokrotne nagłe spadki wartości różnorodności funkcjonalnej. Pola badawcze zlokalizowane w tych transektach wykazywały bardzo niskie średnie wartości wskaźników bioróżnorodności, w tym również wskaźnika różnorodności funkcjonalnej.

Zjawisko przesunięcia efektu brzegowego

Mylące jest postrzeganie ekotonów jako jednej kategorii, bez wglądu na obecność i umiejscowienie „efektu brzegowego”. Ekotony są interfejsem pomiędzy zbiorowiskami złożonymi z zaadaptowanych, współwystępujących gatunków. W większości przypadków czynnik antropogeniczny np. wycinka drzew, gwałtowne zmiany środowiskowe spowodowane działalnością człowieka powodują gwałtowne zmiany wegetacyjne przyczyniając się do powstania ekotonów i wpływają na jego charakter. Może nastąpić sprzężenie wielu czynników, które przyczyni się do rozwoju, przesunięcia lub zaniku „efektu brzegowego”. Prawdopodobnie błędem jest równoznaczne ujmowanie wszystkich „ekotonów” bez wglądu na obecność lub brak „efektu brzegowego” ponieważ odzwierciedla się to w jego swoistych właściwościach.

Strefa ekotonowa zbiorowisk leśnych różni się w zależności od rodzaju i natężenia czynników wynikających ze zróżnicowanego otoczenia kształtuje się odmiennie, ze względu na obecność, przesunięcie lub brak „efektu brzegowego”. Lasy z prawidłowo wykształconym „efektem brzegowym” stają się łącznikiem dla sfragmentyzowanego krajobrazu, będąc równocześnie barierami ochronnymi przed rozprzestrzenianiem się naturalnych i antropogenicznych zagrożeń dla bioróżnorodności. Obecność umiarkowanych czynników antropogenicznych może powodować odroczenie przestrzenne zjawiska „efektu brzegowego”, czyli odpowiedzi siedliska na wpływ czynników zewnętrznych. Zjawisko „efektu brzegowego” wykształca się dopiero w strefie przejściowej lasu (w odległości 40 – 60 m od brzegu lasu), gdzie natężenie czynników zewnętrznych jest na tyle zmniejszone iż umożliwia stworzenie bariery ochronnej dla pozostałej części lasu, przy jednoczesnej degradacji strefy ekotonowej.

Silne natężenie szkodliwych czynników antropogenicznych powoduje znaczne przekształcenie siedlisk co skutkuje uniemożliwieniem odpowiedzi w postaci „efektu brzegowego” i stworzeniem bariery ochronnej dla siedliska leśnego. Siedliska leśne bez „efektu brzegowego” są bardzo podatne na ekspansję gatunków antropogenicznych, szkodników leśnych upraw, infekcji chorobotwórczych stając się ich siedliskiem i potencjalnym zagrożeniem dla okolicznych ekosystemów. Lasy bez wykształconego „efektu brzegowego” nie pełnią funkcji buforowej, dlatego też należy zaprzestać prowadzenia w nich gospodarki leśnej i wdrożyć zabiegi pielęgnacyjne aby zapobiec rozprzestrzenianiu się i intensyfikacji zagrażających czynników zewnętrznych, w szczególności antropogenicznych lecz także o pochodzeniu naturalnym.

Ocena obecności, zasięgu oraz potencjalnego przesunięcia „efektu brzegowego” jest konieczna dla oceny jakości siedlisk, możliwości ich regeneracji, pełnienia funkcji ekosystemowych lub konieczności wdrożenia zabiegów pielęgnacyjnych. Brak uwzględnienia zasięgu i umiejscowienia „efektu brzegowego” może istotnie wpłynąć na ocenę jakości siedlisk, poprzez jej zaniżenie w przypadku nie uwzględnienia obszaru brzegowego jako cennego obszaru bioróżnorodności. Podobna sytuacja może zaistnieć w przypadku pominięcia aspektu przesunięcia przestrzennego „efektu brzegowego” w ocenie zasięgu obszaru o zwiększonej bioróżnorodności.

Konieczne jest zaprzestanie prowadzenia typowej gospodarki leśnej w ekotonie oraz strefie objętej „efektem brzegowym” w przypadku jego przesunięcia do strefy przejściowej lasu w celu ochrony zbiorowiska leśnego i umożliwienia dalszego pełnienia funkcji ekosystemowych. W przypadku lasów zdegenerowanych bez wykształconego efektu brzegowego wskazane jest zaprzestanie prowadzenia gospodarki leśnej na całym obszarze oraz wprowadzenie zabiegów pielęgnacyjnych w celu odbudowy strefy ekotonowej oraz wspomoczenie rozwoju „efektu brzegowego”. Konieczne jest również jak największe ograniczenie natężenia oddziałujących na siedlisko leśne szkodliwych czynników antropogenicznych. Obawy budzi postępująca unifikacja i zubożenie bogactwa florystycznego ekotonów, co przy ewentualnej regeneracji zbiorowisk roślinnych w strefie ekotonowej pozostawia trwałe ślady w postaci utraty gatunków rodzimych i ich zmienności funkcjonalnej oraz zdomowienie się gatunków obcych.

6. LITERATURA

- Agnew A., Wilson J. 1992. Positive-Feedback Switches in Plant Communities. 23: 263–336. doi:10.1016/S0065-2504(08)60149-X.
- Aikens M., Ellum D., McKenna J., Kelty M., Ashton M. 2007. The Effects of Disturbance Intensity on Temporal and Spatial Patterns of Herb Colonization in a Southern New England Mixed-Oak Forest. *Forest Ecology and Management* 252(1): 144–58. doi:10.1016/j.foreco.2007.06.031.
- Amatangelo K., Johnson S., Rogers D., Waller D. 2014. Trait–Environment Relationships Remain Strong despite 50 Years of Trait Compositional Change in Temperate Forests. *Ecology* 95(7): 1780–91. doi:10.1890/13-0757.1.
- Ameztegui A., Lluís C. 2011. Tree Dynamics and Co-Existence in the Montane–Sub-Alpine Ecotone: The Role of Different Light-Induced Strategies. *Journal of Vegetation Science* 22(6): 1049–61. doi:10.1111/j.1654-1103.2011.01316.x.
- Angeler D., Viedma O., Cirujano S., Alvarez-Cobelas M., Sánchez-Carrillo S. 2008. Microinvertebrate and plant beta diversity in dry soils of a semiarid agricultural wetland complex. *Marine and Freshwater Research* 59: 418–28. doi:10.1071/MF07206.
- Åström M., Dynesius M., Hylander K., Nilsson C. 2007. Slope Aspect Modifies Community Responses to Clear-Cutting in Boreal Forests. *Ecology* 88(3): 749–58. doi:10.1890/06-0613.
- Aubin I., Ouellette M., Legendre P., Messier C., Bouchard A. 2009. Comparison of Two Plant Functional Approaches to Evaluate Natural Restoration along an Old-Field – Deciduous Forest Chronosequence. *Journal of Vegetation Science* 20(2): 185–98. doi:10.1111/j.1654-1103.2009.05513.x.
- Babczyńska-Sendek B., Błońska A., Bula R., Cabała S., Michalska-Hejduk D., Hereźniak J., Kołodziejek J., Krajewski Ł., Krause R., Mitka J., Nowak T., Parusel J., Piwowarczyk R., Posz E., Siciński J., Spalek K., Szendera W., Urbisz A., Węgrzynek B., Gałoz J. 2012. Czerwona lista roślin naczyniowych województwa Śląskiego [The red list of vascular plants of Silesian Voivodship]. *W*, 105–77.
- Baessler C., Klotz S. 2006. Effects of changes in agricultural land-use on landscape structure and arable weed vegetation over the last 50 years. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 115: 43–50. doi:10.1016/j.agee.2005.12.007.
- Bartels S., Chen H. 2013. Interactions between Overstorey and Understorey Vegetation along an Overstorey Compositional Gradient. *Journal of Vegetation Science* 24(3): 543–52. doi:10.1111/j.1654-1103.2012.01479.x.
- Bassa M., Boutin C., Chamorro L., Sans F. 2011. Effects of farming management and landscape heterogeneity on plant species composition of Mediterranean field boundaries. *Agriculture Ecosystems & Environment - AGR ECOSYST ENVIRON* 141: 455–60. doi:10.1016/j.agee.2011.04.012.

- de Bello F., Buchmann N., Casals P., Lepš J., Sebastià M. 2009. Relating Plant Species and Functional Diversity to Community $\delta^{13}\text{C}$ in NE Spain Pastures. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 131(3): 303–7. doi:10.1016/j.agee.2009.02.002.
- de Bello F., Lavorel S., Díaz S., Harrington R., Cornelissen J., Bardgett R., Berg M., Cipriotti P., Feld C., Hering D., Martins P., Potts S., Sandin L., Sousa J., Storkey J., Wardle D., Harrison P. 2010. Towards an Assessment of Multiple Ecosystem Processes and Services via Functional Traits. *Biodiversity and Conservation* 19(10): 2873–93. doi:10.1007/s10531-010-9850-9.
- Belote R., Jones R., Wieboldt T. 2012. Compositional Stability and Diversity of Vascular Plant Communities Following Logging Disturbance in Appalachian Forests. *Ecological Applications* 22(2): 502–16. doi:10.1890/11-0925.1.
- Bestelmeyer B., Khalil N., Peters D. 2007. Does Shrub Invasion Indirectly Limit Grass Establishment via Seedling Herbivory? A Test at Grassland-Shrubland Ecotones. *Journal of Vegetation Science* 18(3): 363–71. doi:10.1111/j.1654-1103.2007.tb02548.x.
- Bomanowska A. 2010. Threat to arable weeds in Poland in the light of national and regional red lists. *Plant Breeding and Seed Science* 61: 55–74. doi:10.2478/v10129-010-0013-7.
- Botta-Dukát Z. 2005. Rao's Quadratic Entropy as a Measure of Functional Diversity Based on Multiple Traits. *Journal of Vegetation Science* 16(5): 533–40. doi:10.1111/j.1654-1103.2005.tb02393.x.
- Boughton E., Quintana-Ascencio P., Menges E., Boughton R. 2006. Association of Ecotones with Relative Elevation and Fire in an Upland Florida Landscape. *Journal of Vegetation Science* 17(3): 361–68.
- Bricca A., Chelli S., Canullo R., Cutini M. 2020. The Legacy of the Past Logging: How Forest Structure Affects Different Facets of Understory Plant Diversity in Abandoned Coppice Forests. *Diversity* 12: 109. doi:10.3390/d12030109.
- Brownstein G., Döbert T., Dobbie L., Hashim N., Bastow Wilson J. 2013. Functional traits shed new light on the nature of ecotones: A study across a bog-to-forest sequence. *Community Ecology* 14: 31–40. doi:10.1556/ComEc.14.2013.1.4.
- Brownstein G., Caitlin J., Fletcher A., Pritchard D., Erskine P. 2015. Ecotones as indicators: Boundary properties in wetland-woodland transition zones. *Community Ecology* 16: 235–43. doi:10.1556/168.2015.16.2.11.
- Bucyanayandi J., Bergeron J., Menard H. 1990. Preference of Meadow Voles (*Microtus pennsylvanicus*) for Conifer Seedlings: Chemical Components and Nutritional Quality of Bark of Damaged and Undamaged Trees. *Journal of Chemical Ecology* 16(8): 2569–79. doi:10.1007/BF01017479.
- Bunn W., Jenkins M., Brown C., Sanders N. 2010. Change within and among forest communities: the influence of historic disturbance, environmental gradients, and community attributes. *Ecography* 33(3): 425–34.

- Burrascano S., Rosati L., Blasi C. 2009. Plant species diversity in Mediterranean old-growth forests: A case study from central Italy. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology* 143(1): 190–200. doi:10.1080/11263500802709699.
- Cabała S. 1990. Zróznicowanie i rozmieszczenie zbiorowisk leśnych na Wyżynie Śląskiej. Uniwersytet Śląski, Katowice.
- Cadenasso M., Pickett S. 2008. Effect of Edge Structure on the Flux of Species into Forest Interiors. *Conservation Biology* 15: 91–97. doi:10.1111/j.1523-1739.2001.99309.x.
- Cailliez F. 1983. The analytical solution of the additive constant problem. *Psychometrika* 48(2): 305–8.
- Camarero J., Gutierrez E., Fortin M. 2006. Spatial patterns of plant richness across treeline ecotones in the Pyrenees reveal different locations for richness and tree cover boundaries. *Global Ecology and Biogeography* 15(2): 182.
- Campetella G., Botta-Dukát Z., Wellstein C., Canullo R., Gatto S., Chelli S., Mucina L., Bartha S. 2011. Patterns of Plant Trait–Environment Relationships along a Forest Succession Chronosequence. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 145(1): 38–48. doi:10.1016/j.agee.2011.06.025.
- Canullo R., Simonetti E., Cervellini M., Chelli S., Bartha S., Wellstein C., Campetella G. 2017. Unravelling Mechanisms of Short-Term Vegetation Dynamics in Complex Coppice Forest Systems. *Folia Geobotanica* 52(1): 71–81. doi:10.1007/s12224-016-9264-x.
- Carmona C., Azcárate F., de Bello F., Ollero H., Lepš J., Peco B. 2012. Taxonomical and Functional Diversity Turnover in Mediterranean Grasslands: Interactions between Grazing, Habitat Type and Rainfall. *Journal of Applied Ecology* 49(5): 1084–93. doi:10.1111/j.1365-2664.2012.02193.x.
- Cayuela L., Murcia C., Hawk A., Fernández-Vega J., Oviedo-Brenes F. 2009. Tree Responses to Edge Effects and Canopy Openness in a Tropical Montane Forest Fragment in Southern Costa Rica. *Tropical Conservation Science* 2(4): 425–36. doi:10.1177/194008290900200404.
- Chelli S., Ottaviani G., Simonetti E., Wellstein C., Canullo R., Carnicelli S., Andretta A. 2019. Climate Is the Main Driver of Clonal and Bud Bank Traits in Italian Forest Understories. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 40: 125478. doi:10.1016/j.ppees.2019.125478.
- Chytrý K., Wolfgang W., Chytrý M., Divíšek J., Dullinger S. 2022. Central European Forest–Steppe: An Ecosystem Shaped by Climate, Topography and Disturbances. *Journal of Biogeography* 49(6): 1006–20. doi:10.1111/jbi.14364.
- Conover W. J. 1999. *Practical Nonparametric Statistics*. 3rd ed. New York: Wiley.
- Czaja J., Wilczek Z., Chmura D. 2021. Shaping the Ecotone Zone in Forest Communities That Are Adjacent to Expressway Roads. *Forests* 12(11): 1490. doi:10.3390/f12111490.

- Dabrowska-Prot E., Wasilowska A. 2012. The Role of Ecotones in Man-Disturbed Landscape: Boundaries between Mixed Forest and Adjacent Man-Made Ecosystems in the Kampinos National Park, Poland. *Polish Journal of Ecology* 60(4).
- Danz N., Lee E., Reich P., Niemi G. 2013. Do Vegetation Boundaries Display Smooth or Abrupt Spatial Transitions along Environmental Gradients? Evidence from the Prairie-Forest Biome Boundary of Historic Minnesota, USA red. Jason Fridley. *Journal of Vegetation Science* 24(6): 1129–40. doi:10.1111/jvs.12028.
- De Frenne P., Zellweger F., Rodríguez-Sánchez F., Scheffers B., Hylander K., Luoto M., Vellend M., Verheyen K., Lenoir J. 2019. Global Buffering of Temperatures under Forest Canopies. *Nature Ecology & Evolution* 3(5): 744–49. doi:10.1038/s41559-019-0842-1.
- Diaz S., Lavorel S., Bello F., Quétier F., Grigulis K., Robson T. 2008. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104: 20684–89. doi:10.1073/pnas.0704716104.
- Díaz S., Cabido M. 2001. Vive La Différence: Plant Functional Diversity Matters to Ecosystem Processes. *Trends in Ecology & Evolution* 16(11): 646–55. doi:10.1016/S0169-5347(01)02283-2.
- Dolédec S., Chessel D., Braak C., Champely S. 1996. Matching Species Traits to Environmental Variables: A New Three-Table Ordination Method. *Environmental and Ecological Statistics* 3(2): 143–66. doi:10.1007/BF02427859.
- Dray S., Choler P., Dolédec S., Peres-Neto P., Thuiller W., Pavoine S., Braak C. 2014. Combining the Fourth-Corner and the RLQ Methods for Assessing Trait Responses to Environmental Variation. *Ecology* 95(1): 14–21. doi:10.1890/13-0196.1.
- Dwyer J., Laughlin D. 2017. Selection on Trait Combinations along Environmental Gradients. *Journal of Vegetation Science* 28(4): 672–73. doi:10.1111/jvs.12567.
- Dzwonko Z., Loster S.. 2001. Ancient woodland plant species indicators and their importance for nature conservation and vegetation mapping. *Prace Geograficzne* 178: 119–32.
- Ellenberg H., Weber H., Düll R., Wirth V., Werner W., Paulissen D. 1991. Zeigwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18: 248.
- Erdős L., Ambarlı D., Anenkhonov O., Bátorı Z., Cserhalmi D., Kiss M., Kröel-Dulay G., Liu H., Magnes M., Molnar Z., Naqinezhad A., Semenishchenkov Y., Tolgyesi C., Torok P. 2018. The Edge of Two Worlds: A New Review and Synthesis on Eurasian Forest-Steppes. *Applied Vegetation Science* 21(3): 345–62. doi:10.1111/avsc.12382.
- Erdős L., Krstonošić D., Kiss P., Bátorı Z., Tölgyesi C., Škvorc Z. 2019. Plant Composition and Diversity at Edges in a Semi-Natural Forest–Grassland Mosaic. *Plant Ecology* 220(3): 279–92. doi:10.1007/s11258-019-00913-4.

- Erdős L., Zalatnai M., Bátori Z., Körmöczi L. 2014. Transitions between Community Complexes: A Case Study Analysing Gradients through Mountain Ridges in South Hungary. *Acta Botanica Croatica* 73(1): 63–77. doi:10.2478/botcro-2013-0009.
- Ette J., Ritter T., Vospernik S. 2023. Insights in Forest Structural Diversity Indicators with Machine Learning: What Is Indicated? *Biodiversity and Conservation* 32(3): 1019–46. doi:10.1007/s10531-022-02536-0.
- Euskirchen E., Chen J., Bi R. 2001. Effects of Edges on Plant Communities in a Managed Landscape in Northern Wisconsin. *Forest Ecology and Management* 1–3(148): 93–108. doi:10.1016/S0378-1127(00)00527-2.
- E-Vojtkó A., Freitag M., Bricca A., Martello F., Compañ J., Küttim M., Kun R., de Bello F., Klimesova J., Gotzenberger L. 2017. Clonal vs leaf-height-seed (LHS) traits: which are filtered more strongly across habitats? *Folia Geobotanica*. doi:10.1007/s12224-017-9292-1.
- Fischer F., Chytrý K., Těšitel J., Danihelka J., Chytrý M. 2020. Weather Fluctuations Drive Short-Term Dynamics and Long-Term Stability in Plant Communities: A 25-Year Study in a Central European Dry Grassland. *Journal of Vegetation Science* 31(5): 711–21. doi:10.1111/jvs.12895.
- Fonseca C., Ganade G. 2001. Species Functional Redundancy, Random Extinctions and the Stability of Ecosystems. *Journal of Ecology* 89(1): 118–25. doi:10.1046/j.1365-2745.2001.00528.x.
- Fornara D., Tilman D., Hobbie S. 2009. Linkages between Plant Functional Composition, Fine Root Processes and Potential Soil N Mineralization Rates. *Journal of Ecology* 97: 48–56. doi:10.1111/j.1365-2745.2008.01453.x.
- Fried G., Petit S., Dessaint F., Reboud X. 2009. Arable weed decline in Northern France: Crop edges as refugia for weed conservation? *Biological Conservation* 142: 238–43. doi:10.1016/j.biocon.2008.09.029.
- Gaba S., Chauvel B., Dessaint F., Bretagnolle V., Petit S. 2010. Weed Species Richness in Winter Wheat Increases with Landscape Heterogeneity. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 138(3): 318–23. doi:10.1016/j.agee.2010.06.005.
- Gálhidy L., Mihók B., Hagyó A., Rajkai K., Standovár T. 2006. Effects of Gap Size and Associated Changes in Light and Soil Moisture on the Understorey Vegetation of a Hungarian Beech Forest. *Plant Ecology* 183(1): 133–45. doi:10.1007/s11258-005-9012-4.
- Goldstein K. 2018. Punkt widzenia roślin? Czyli ekologia funkcjonalna roślinności. *Kosmos* 67(4): 767–79. doi:10.36921/kos.2018_2412.
- Gosz J. 1992. Ecological Functions in a Biome Transition Zone: Translating Local Responses to Broad-Scale Dynamics. W *Ecological Studies*, red. Andrew J. Hansen i Francesco Di Castri. New York, NY: Springer New York, 55–75. doi:10.1007/978-1-4612-2804-2_3.

- Gosz J. 1993. Ecotone Hierarchies. *Ecological Applications* 3(3): 369–76. doi:10.2307/1941905.
- Gower J. 1971. A General Coefficient of Similarity and Some of Its Properties. *Biometrics* 27(4): 857–71. doi:10.2307/2528823.
- Grace M. 2002. Analysis of ecological communities. Gleneden Beach: MjM Software Design.
- Grandpré L., Boucher D., Bergeron Y., Gagnon D. 2011. Effects of Small Canopy Gaps on Boreal Mixedwood Understory Vegetation Dynamics. *Community Ecology* 12(1): 67–77. doi:10.1556/comec.12.2011.1.9.
- Griffin J., Méndez V., Johnson A., Jenkins S., Foggo A. 2009. Functional diversity predicts overyielding effect of species combination on primary productivity. *Oikos* 118: 37–44. *Oikos* 118: 37–44. doi:10.1111/j.1600-0706.2008.16960.x.
- Grime J. 2006. Plant Strategies, Vegetation Processes, and Ecosystem Properties. John Wiley & Sons.
- de Groot M., Eler K., Flajšman K., Grebenc T., Marinšek A., Kutnar L. 2016. Differential Short-Term Response of Functional Groups to a Change in Forest Management in a Temperate Forest. *Forest Ecology and Management* 376: 256–64. doi:10.1016/j.foreco.2016.06.025.
- Hao M., Corral-Rivas J., Gonzalez-Elizondo M., Ganeshaiyah K., Nava-Miranda M., Zhang Ch., Gadow K. 2019. Assessing Biological Dissimilarities between Five Forest Communities. *Forest Ecosystems* 6(1): 30. doi:10.1186/s40663-019-0188-9.
- Hao M., Hao M., Corral-Rivas J., González-Elizondo M., Ganeshaiyah K., Nava-Miranda M., Zhang Ch., Zhao X., von Gadow K. 2019. Assessing Biological Dissimilarities between Five Forest Communities. *Forest Ecosystems* 6(1): 30. doi:10.1186/s40663-019-0188-9.
- Harper K., Drapeau P., Lesieur D., Bergeron Y. 2014. Forest Structure and Composition at Fire Edges of Different Ages: Evidence of Persistent Structural Features on the Landscape. *Forest Ecology and Management* 314: 131–40. doi:10.1016/j.foreco.2013.12.009.
- Harper K., Macdonald S. 2001. Structure and Composition of Riparian Boreal Forest: New Methods for Analyzing Edge Influence. *Ecology* 82(3): 649–59. doi:10.1890/0012-9658(2001)082[0649:SACORB]2.0.CO;2.
- Hauck M. 2011. Site Factors Controlling Epiphytic Lichen Abundance in Northern Coniferous Forests. *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 206(2): 81–90. doi:10.1016/j.flora.2010.02.001.
- Heink U., Kowarik I. 2010. What Criteria Should Be Used to Select Biodiversity Indicators? *Biodiversity and Conservation* 19(13): 3769–97. doi:10.1007/s10531-010-9926-6.

- Heym M., Uhl E., Moshhammer R., Dieler J., Stimm K., Pretzsch H. 2021. Utilising Forest Inventory Data for Biodiversity Assessment. *Ecological Indicators* 121: 107196. doi:10.1016/j.ecolind.2020.107196.
- Hofmeister J., Hošek J., Brabec M., Hédl R., Modrý M. 2013. Strong influence of long-distance edge effect on herb-layer Vegetation in forest fragments in an agricultural landscape. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 15: 293–303. doi:10.1016/j.ppees.2013.08.004.
- Honnay O., Verheyen K., Hermy M. 2002. Permeability of ancient forest edges for weedy plant species invasion. *Forest Ecology and Management* 161: 109–22. doi:10.1016/S0378-1127(01)00490-X.
- Horvat V., Biurrun I., Garcia-Mijangos I. 2017. Herb Layer in Silver Fir – Beech Forests in the Western Pyrenees: Does Management Affect Species Diversity? *Forest Ecology and Management* 385: 87–96. doi:10.1016/j.foreco.2016.11.037.
- Hroudová Z., Prach K. 1986. Vegetational Changes on Permanent Plots in a Steppe Community. - *Preslia* 58: 55-62.
- Inés I., Katz D., Peltier D., Wolf S., Barrie B. 2014. Assessing the Integrated Effects of Landscape Fragmentation on Plants and Plant Communities: The Challenge of Multiprocess–Multiresponse Dynamics red. Christopher Lortie. *Journal of Ecology* 102(4): 882–95. doi:10.1111/1365-2745.12223.
- José-María L., Blanco-Moreno J., Armengot L., Sans F. 2011. How does agricultural intensification modulate changes in plant community composition? *Agriculture Ecosystems & Environment* 145: 77–84. doi:10.1016/j.agee.2010.12.020.
- Każmierczakowa R., Bloch-Orłowska J., Celka Z., Cwener A., Dajdok Z., Michalska-Hejduk D., Pawlikowski P., Szczeniak E., Ziarnik K. 2016. Polska Czerwona Lista Paprotników i Roślin Kwiatowych. [Polish Red List of Pteridophytes and Flowering Plants.].
- Keddy P. 1992. Assembly and Response Rules: Two Goals for Predictive Community Ecology. *Journal of Vegetation Science* 3(2): 157–64. doi:10.2307/3235676.
- Kermavnar J., Eler K., Marinsek A., Kutnar L. 2019. Initial Understory Vegetation Responses Following Different Forest Management Intensities in Illyrian Beech Forests. *Applied Vegetation Science* 22(1): 48–60. doi:10.1111/avsc.12409.
- Kermavnar J., Kutnar L., Marinsek A. 2021. Disentangling the Ecological Determinants of Species and Functional Trait Diversity in Herb-Layer Plant Communities in European Temperate Forests. *Forests* 12(5): 552. doi:10.3390/f12050552.
- Kermavnar J., Kutnar L., Marinsek A. 2022. Variation in Floristic and Trait Composition along Environmental Gradients in the Herb Layer of Temperate Forests in the Transition Zone between Central and SE Europe. *Plant Ecology* 223(2): 229–42. doi:10.1007/s11258-021-01203-8.
- Kermavnar J., Marinsek A., Eler K., Kutnar L. 2019. Evaluating Short-Term Impacts of Forest Management and Microsite Conditions on Understory Vegetation in Temperate

Fir-Beech Forests: Floristic, Ecological, and Trait-Based Perspective. *Forests* 10(10): 909. doi:10.3390/f10100909.

Kewu Ch., Junyan Z., Runguo Z., Yi D. 2014. Changes in Floristic Composition, Community Structure and Species Diversity Across a Tropical Coniferous-Broadleaved Forest Ecotone. *Tropical Conservation Science* 7: 126–44. doi:10.1177/194008291400700104.

Kleyer M., Bekker R., Knevel I., Bakker J., Thompson K., Sonnenschein M., Poschlod P., Van Groenendael J., Klimeš L., Klimešová J., Klotz S., Rusch G.M., Hermy M., Adriaens D., Boedeltje G., Bossuyt B., Dannemann A., Endels P., Götzenberger L., Hodgson J.G., Jackel A-K., Kühn I., Kunzmann D., Ozinga W., Römermann C., Stadler M., Schlegelmilch J., Steendam H., Tackenberg O., Wilmann B., Cornelissen J., Eriksson O., Garnier E., Pecoï B. 2008. The LEDA Traitbase: A Database of Life-History Traits of the Northwest European Flora. *Journal of Ecology* 96(6): 1266–74. doi:10.1111/j.1365-2745.2008.01430.x.

Klimešová J., Martínková J., Ottaviani G. 2018. Belowground Plant Functional Ecology: Towards an Integrated Perspective. *Functional Ecology* 32(9): 2115–26. doi:10.1111/1365-2435.13145.

Klimešová J., Martínková J., Pausas J., de Moraes M., Herben T., Yu F., Puntieri J., Vesk P., de Bello F., Janecek S., Altman J., Appezzato-da-Gloria B., Bartuskova A., Crivellaro A., Dolezal J., Ott J., Paula S., Schnablova R., Schweingruber F., Ottaviani G. 2019. Handbook of Standardized Protocols for Collecting Plant Modularity Traits. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 40: 125485. doi:10.1016/j.ppees.2019.125485.

Klotz S., Durka W. 2002. BIOLFLOR - Eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. 38: 1–334.

Kobal M., Bertonec I., Pirotti F., Dakskobler I., Kutnar L. 2015. Using Lidar Data to Analyse Sinkhole Characteristics Relevant for Understory Vegetation under Forest Cover—Case Study of a High Karst Area in the Dinaric Mountains. *PLOS ONE* 10: e0122070. doi:10.1371/journal.pone.0122070.

Kondracki, J. 2002. *Geografia regionalna Polski*. Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa.

Koorem K., Moora M. 2010. Positive Association between Understory Species Richness and a Dominant Shrub Species (*Corylus Avellana*) in a Boreonemoral Spruce Forest. *Forest Ecology and Management* 260(8): 1407–13. doi:10.1016/j.foreco.2010.07.043.

Kovács B., Tinya F., Odor P. 2017. Stand Structural Drivers of Microclimate in Mature Temperate Mixed Forests. *Agricultural and Forest Meteorology* 234–235: 11–21. doi:10.1016/j.agrformet.2016.11.268.

Laliberté E. 2017. Below-Ground Frontiers in Trait-Based Plant Ecology. *New Phytologist* 213(4): 1597–1603. doi:10.1111/nph.14247.

Laliberté E., Wells J., DeClerck F., Metcalfe D., Catterall C., Queiroz C., Aubin I., Bonser S., Ding Y., Fraterrigo J., McNamara S., Morgan J., Merlos D., Vesk P., Mayfield M.

2010. Land-Use Intensification Reduces Functional Redundancy and Response Diversity in Plant Communities. *Ecology Letters* 13(1): 76–86. doi:10.1111/j.1461-0248.2009.01403.x.
- Lawton J. 1999. Are There General Laws in Ecology? *Oikos* 84(2): 177–92. doi:10.2307/3546712.
- Li X., Pei K., Kéry M., Niklaus P., Schmid B. 2017. Decomposing functional trait associations in a Chinese subtropical forest. *PLOS ONE* 12: e0175727. doi:10.1371/journal.pone.0175727.
- Lososová Z., Simonová D. 2008. Changes during the 20th Century in Species Composition of Synanthropic Vegetation in Moravia (Czech Republic). *Preslia*, 80(3):291-305.
- Łuczaj Ł., Sadowska B. 1997. Edge Effect in Different Groups of Organisms: Vascular Plant, Bryophyte and Fungi Species Richness across a Forest-Grassland Border. *Folia Geobotanica & Phytotaxonomica* 32(4): 343–53. doi:10.1007/BF02821940.
- Ma M., Herzon I. 2014. Plant functional diversity in agricultural margins and fallow fields varies with landscape complexity level: Conservation implications. *Journal for Nature Conservation* 22. doi:10.1016/j.jnc.2014.08.006.
- van der Maarel E. 1990. Ecotones and Ecoclines Are Different. *Journal of Vegetation Science* 1(1): 135–38. doi:10.2307/3236065.
- MacArthur R., Levins R. 1967. The Limiting Similarity, Convergence, and Divergence of Coexisting Species. *The American Naturalist* 101(921): 377–85. doi:10.1086/282505.
- MacDonald R., Chen H., Bartels S., Palik B., Prepas E. 2015. Compositional Stability of Boreal Understorey Vegetation after Overstorey Harvesting across a Riparian Ecotone. *Journal of Vegetation Science* 26(4): 733–41. doi:10.1111/jvs.12272.
- Magrath A., Laurance W., Larrinaga A., Santamaria L. 2014. Meta-Analysis of the Effects of Forest Fragmentation on Interspecific Interactions. *Conservation Biology* 28(5): 1342–48. doi:10.1111/cobi.12304.
- Mallik A., Lamb E., Rasid H. 2001. Vegetation zonation among the microhabitats in a lacustrine environment: analysis and application of belowground species trait patterns. *Ecological Engineering* 18(2): 135.
- Marshall E. 2002. Introducing field margin ecology in Europe. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 89: 1–4. doi:10.1016/S0167-8809(01)00314-0.
- Martin P., Fahey T., Shermanni R. 2011. Vegetation Zonation in a Neotropical Montane Forest: Environment, Disturbance and Ecotones. *Biotropica* 43(5): 533–43. doi:10.1111/j.1744-7429.2010.00735.x.
- Mason N., Bello F., Dray S., Mouillot D., Pavoine S. 2013. A guide for using functional diversity indices to reveal changes in assembly processes along ecological gradients. *Journal of Vegetation Science* In press. doi:10.1111/jvs.12013.

- Matlack G., Litvaitis J. 1999. Forest edges. W: Hunter M. Maintaining biodiversity in forest ecosystems. Cambridge University Press: 210–233. doi:10.1017/CBO9780511613029.008.
- Matuszkiewicz W. 2007. 3 Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, ISBN: 978-83-01-14439-5
- McElhinny C., Gibbons P., Brack C. 2006. An Objective and Quantitative Methodology for Constructing an Index of Stand Structural Complexity. *Forest Ecology and Management* 235(1–3): 54–71. doi:10.1016/j.foreco.2006.07.024.
- Mcgill B., Enquist B., Weiher E., Westoby M. 2006. Rebuilding Community Ecology from Functional Traits. *Trends in ecology & evolution* 21: 178–85. doi:10.1016/j.tree.2006.02.002.
- Michalová Z., Morrissey R., Wohlgemuth T., Bače R., Fleischer P., Svoboda M. 2017. Salvage-Logging after Windstorm Leads to Structural and Functional Homogenization of Understory Layer and Delayed Spruce Tree Recovery in Tatra Mts., Slovakia. *Forests* 8(3): 88. doi:10.3390/f8030088.
- Mirek Z., Piękoś-Mirkowa H., Zając A., Zając M. 2002. 1 Biodiversity of Poland Flowering Plants and Pteridophytes of Poland. A Checklist. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences.
- Mizera P., Grajewski S., Kasztelan A. 2016. The Vascular Plants in the «Puszcza Notecka» Forest Roadside. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich (nr IV/1)*: 1143–56. doi:10.14597/infraeco.2016.4.1.083.
- Morris K., Caruso T., Buscot F., Fischer M., Hancock Ch., Maier T., Meiners T., Müller C., Obermaier E., Prati D., Socher S., Sonnemann I., Wäschke N., Wubet T., Wurst S., Rillig M. 2014. Choosing and Using Diversity Indices: Insights for Ecological Applications from the German Biodiversity Exploratories. *Ecology and Evolution* 4(18): 3514–24. doi:10.1002/ece3.1155.
- Mouchet M., Villéger S., Mason N., Mouillot D. 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology* 24: 867–76. doi:10.1111/j.1365-2435.2010.01695.x.
- Müller F., Ritz Ch., Welk E., Wesche K. 2016. Rothmaler - Exkursionsflora von Deutschland: Gefäßpflanzen: Kritischer Ergänzungsband. doi:10.1007/978-3-8274-3132-5.
- Murcia C. 1995. Edge Effects in Fragmented Forests: Implications for Conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 10(2): 58–62. doi:10.1016/S0169-5347(00)88977-6.
- Neilson R., King G., DeVelice R., Lenihan J. 1992. Regional and Local Vegetation Patterns: The Responses of Vegetation Diversity to Subcontinental Air Masses. W Landscape Boundaries: Consequences for Biotic Diversity and Ecological Flows, *Ecological Studies*, red. Andrew J. Hansen i Francesco di Castri. New York, NY: Springer, 129–49. doi:10.1007/978-1-4612-2804-2_6.

- Neufeld H., Young D. 2014. Ecophysiology of the Herbaceous Layer in Temperate Deciduous Forests. W: 35–95. doi:10.1093/acprof:osobl/9780199837656.003.0003.
- Nita J., Badora K., Myga-Piątek U. 2021. Wyżyna Śląska (341.1). W Regionalna geografia fizyczna Polski, Poznań, 364–73.
- Odum E. 1983. Basic Ecology. Philadelphia: Saunders College Pub.
- Ogan S., Paulus Ch., Froehlich Ch., Renker C., Kolwelter C., Schendzielorz M., Danielczak A., Müller K., Eulerling H., Hochkirch A. 2022. Re-surveys Reveal Biotic Homogenization of Orthoptera Assemblages as a Consequence of Environmental Change. *Diversity and Distributions* 28(9): 1795–1809. doi:10.1111/ddi.13548.
- Oliver Ch., Bruce L. 1996. Forest Stand Dynamics, Update Edition. Yale School of the Environment Other Publications. https://elischolar.library.yale.edu/fes_pubs/1.
- Oosterhoorn M., Kappelle M. 2000. Vegetation Structure and Composition along an Interior-Edge-Exterior Gradient in a Costa Rican Montane Cloud Forest. *Forest Ecology and Management* 126(3): 291–307.
- Orczewska A., Glista A. 2005. Floristic Analysis of the Two Woodland-Meadow Ecotones Differing in Orientation of the Forest Edge. *Polish Journal of Ecology* 53(3).
- Ottaviani G., Götzenberger L., Bacaro G., Chiarucci A., de Bello F., Marcantonio M. 2019. A Multifaceted Approach for Beech Forest Conservation: Environmental Drivers of Understory Plant Diversity. *Flora* 256: 85–91. doi:10.1016/j.flora.2019.05.006.
- Pakeman R. 2011. Functional diversity indices reveal the impacts of land use intensification on plant community assembly. *Journal of Ecology* 99: 1143–51. doi:10.1111/j.1365-2745.2011.01853.x.
- Palik B., Murphy P. 1990. Disturbance versus Edge Effects in Sugar-Maple/Beech Forest Fragments. *Forest Ecology and Management* 32(2–4): 187–202.
- Parkes D., Newell C., Cheal D. 2003. Assessing the Quality of Native Vegetation: The ‘Habitat Hectares’ Approach. *Ecological Management & Restoration* 4(s1). doi:10.1046/j.1442-8903.4.s.4.x.
- Pastor J., Cohen Y. 1997. Herbivores, the Functional Diversity of Plants Species, and the Cycling of Nutrients in Ecosystems. *Theoretical Population Biology* 51(3): 165–79. doi:10.1006/tpbi.1997.1327.
- Pérez-Harguindeguy N., Díaz S., Garnier E., Lavorel S., Poorter H., Jaureguiberry P., Bret-Harte M., Poorter L., ter Steege H., Cornelissen J. 2013. New Handbook for Standardised Measurement of Plant Functional Traits Worldwide. *Australian Journal of Botany* 61(3): 167–234. doi:10.1071/BT12225.
- Peters K., Gerowitt B. 2014. Response of the two rare arable weed species *Lithospermum arvense* and *Scandix pecten-veneris* to climate change conditions. *Plant Ecology* 215(9): 1013–23.

- Pielou E. 1983. *Population and Community Ecology: Principles and Methods*. 4. print. New York, NY: Gordon and Breach.
- Pillar V., Blanco C., Müller S., Sosinski E., Joner F., Duarte L. 2013. Functional Redundancy and Stability in Plant Communities. *Journal of Vegetation Science* 24(5): 963–74. doi:10.1111/jvs.12047.
- Poggio S., Chaneton E., Ghersa C.. 2010. Landscape complexity differentially affects alpha, beta, and gamma diversities of plants occurring in fencerows and crop fields. *Biological Conservation* 11: 2477–86. doi:10.1016/j.biocon.2010.06.014.
- Porensky L., Young T. 2013. Edge-Effect Interactions in Fragmented and Patchy Landscapes. *Conservation Biology* 27(3): 509–19. doi:10.1111/cobi.12042.
- Poschlod P., Bonn S. 1998. Changing dispersal processes in the central European landscape since the last ice age: an explanation for the actual decrease of plant species richness in different habitats? *Acta botanica neerlandica*, V: 47 - Issue 1: 27- 44
- Puyravaud J., Dufour C., Aravajy S. 2003. Rain Forest Expansion Mediated by Successional Processes in Vegetation Thickets in the Western Ghats of India. *Journal of Biogeography* 30(7): 1067–80. doi:10.1046/j.1365-2699.2003.00882.x.
- Raunkiaer C. 1934. *The Life Forms of Plants and Statistical Plant Geography*. Oxford University Press, London.
- Ricotta C., de Bello F., Moretti M., Caccianiga M., Cerabolini B., Pavoine S. 2016. Measuring the Functional Redundancy of Biological Communities: A Quantitative Guide. *Methods in Ecology and Evolution* 7(11): 1386–95. doi:10.1111/2041-210X.12604.
- Ricotta C., Burrascano S. 2008. Beta diversity for functional ecology. *Preslia* 80: 61–72.
- Risser P. 1995. The Status of the Science Examining Ecotones. *BioScience* 45(5): 318–25. doi:10.2307/1312492.
- Roleček J., Vild O., Sladký J., Řepka R. 2017. Habitat Requirements of Endangered Species in a Former Coppice of High Conservation Value. *Folia Geobotanica* 52(1): 59–69. doi:10.1007/s12224-016-9276-6.
- Romańczyk M., Wilczek Z. 2019. *Zróznicowanie i ochrona roślinności zaroślowej oraz leśnej Doliny Górnej Wisły (Kotlina Oświęcimska, Podkarpacie Północne) Diversity and protection of shrub and forest vegetation in the Upper Vistula River Valley (Oświęcim Basin, Northern Prykarpattia)*. Centrum Dziedzictwa Przyrody Górnego Śląska, ISBN: 978-83-942550-7-7
- Romańczyk M., Wilczek Z, Kompala-Baba A., Bąba W. 2016. *Synanthropization of forest and shrub communities in the Upper Vistula River Valley (Oświęcim Basin, Northern Prykarpattia)*. Wydawnictwo UŚ, ISBN: 978-83-8012-668-8.
- Rostański K., Rostański K. 2003. *Atlas i klucz, Drzewa i krzewy*. Kubajak, ISBN: 83-87971-56-1

Rozporządzenie Ministra Środowiska — z dnia 9 października 2014r. w sprawie ochrony gatunkowej roślin. 2014. (Dz. U. 2014 r., poz. 1409). ?

Russell W., McBride J., Carnell K. 2000. Edge Effects and the Effective Size of Old-Growth Coast Redwood Preserves. In: McCool S., Cole D., Borrie W., O'Loughlin J. 2000. Wilderness science in a time of change conference—Volume 3: Wilderness as a place for scientific inquiry; 1999 May 23–27; Missoula, MT. Proceedings RMRS-P-15-VOL-3. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. p. 128-136 015.

Sabatini F., Burton J., Scheller R., Amatangelo K., Mladenoff D. 2014. Functional Diversity of Ground-Layer Plant Communities in Old-Growth and Managed Northern Hardwood Forests. *Applied Vegetation Science* 17(3): 398–407. doi:10.1111/avsc.12083.

Šálek L., Zahradník D., Marušák R., Jeřábková L., Merganič J. 2013. Forest Edges in Managed Riparian Forests in the Eastern Part of the Czech Republic. *Forest Ecology and Management* 305: 1–10. doi:10.1016/j.foreco.2013.05.012.

Scolastri A., Bricca A., Cancellieri L., Cutini M. 2017. Understory Functional Response to Different Management Strategies in Mediterranean Beech Forests (Central Apennines, Italy). *Forest Ecology and Management* 400: 665–76. doi:10.1016/j.foreco.2017.06.049.

Shannon C. 1948. A mathematical theory of communication. *Bell Syst. Tech. J.*

Shipley B., Belluau M., Kühn I., Soudzilovskaia N., Bahn M., Penuelas J., Kattge J., Sack L., Cavender-Bares J., Ozinga W., Blonder B., van Bodegom P., Manning P., Hickler T., Sosinski E., Pillar V., Onipchenko V., Poschlodi P. 2017. Predicting Habitat Affinities of Plant Species Using Commonly Measured Functional Traits. *Journal of Vegetation Science* 28(5): 1082–95. doi:10.1111/jvs.12554.

Simpson E. 1949. Measurement of diversity. *Nature*, 163, 688,

Skrajna T., Gozdowski D., Ługowska M. 2014. The Transformations of Field Communities with *Illecebrum verticillatum* L. (Cariophyllaceae) on the Borderlands of Its European Range (Central-Eastern Poland). *Polish Journal of Ecology* 62. doi:10.3161/104.062.0102.

Skrajna T., Kubicka H., Ługowska M. 2015. Morphological and Genetic Diversity of *Isopyrum thalictroides* L. (Ranunculaceae) Populations of Isolated Forest Fragments of Different Sizes in East Central Poland. *Polish Journal of Ecology* 63: 23–37. doi:10.3161/15052249PJE2015.63.1.003.

Skrajna T. 2020. Impact of Agriculture Intensification on the Floristic Diversity of the Forest-Field Ecotone. *Polish Journal of Ecology* Vol. 68(nr 1). doi:10.3161/15052249PJE2020.68.1.005.

Snowarski M. 2002. Atlas roślin naczyniowych Polski. www.atlas-roslin.pl (29 kwiecień 2023).

Solon J., Borzyszkowski J., Bidłasik M., Richling A., Badora K., Balon J., Brzezińska-Wójcik T., Chabudziński Ł., Dobrowolski R., Grzegorzczak I., Jodłowski M., Kistowski

- M., Kot R., Kraż P., Lechnio J., Macias A., Majchrowska A., Malinowska E., Migoń P., Myga-Piątek U., Nita J., Papińska E., Rodzik J., Strzyż M., Terpiłowski S., Ziaja W. 2018. Physico-geographical mesoregions of Poland: Verification and adjustment of boundaries on the basis of contemporary spatial data. *Geographia Polonica* 91: 143–70. doi:10.7163/GPol.0115.
- Southwood T. 1977. Habitat, the Templet for Ecological Strategies? *Journal of Animal Ecology* 46(2): 337–65. doi:10.2307/3817.
- Southwood T. 1988. Tactics, Strategies and Templets. *Oikos* 52(1): 3–18. doi:10.2307/3565974.
- Stanisci A., Bricca A., Calabrese V., Cutini M., Pauli H., Steinbauer K., Carranza M. 2020. Functional composition and diversity of leaf traits in subalpine versus alpine vegetation in the Apennines. *AoB PLANTS* 12(2): plaa004. doi:10.1093/aobpla/plaa004.
- Stohlgren T., Owen A., Lee M. 2000. Monitoring Shifts in Plant Diversity in Response to Climate Change: A Method for Landscapes. *Biodiversity & Conservation* 9(1): 65–86. doi:10.1023/A:1008995726486.
- Storch F., Dormann C., Bauhus J. 2018. Quantifying Forest Structural Diversity Based on Large-Scale Inventory Data: A New Approach to Support Biodiversity Monitoring. *Forest Ecosystems* 5(1): 34. doi:10.1186/s40663-018-0151-1.
- Storkey J., Meyer S., Still K., Leuschner C. 2012. The Impact of Agricultural Intensification and Land-Use Change on the European Arable Flora. *Proceedings. Biological Sciences* 279(1732): 1421–29. doi:10.1098/rspb.2011.1686.
- Su X., Wang M., Huang Z., Fu S., Chen H. 2019. Forest Understorey Vegetation: Colonization and the Availability and Heterogeneity of Resources. *Forests* 10(11): 944. doi:10.3390/f10110944.
- Süle G., Balogh J., Fóti S., Gecse B., Körmöczy L. 2020. Fine-Scale Microclimate Pattern in Forest-Steppe Habitat. *Forests* 11(10): 1078. doi:10.3390/f11101078.
- Szczepka M. 1989. Szafer W., Kulczyński S., Pawłowski B.: *Rośliny polskie. Opisy i klucze do oznaczania wszystkich gatunków roślin naczyniowych rosnących w Polsce bądź dziko, bądź też zdiczałych lub częścię hodowanych.* Wydanie V, PWN, Warszawa. *Wszechświat* 90(07–08).
- Tilman D., Knops J., Wedin D., Reich P., Ritchie M., Siemann E. 1997. The Influence of Functional Diversity and Composition on Ecosystem Processes. *Science* 277: 1300–1302. doi:10.1126/science.277.5330.1300.
- Tinya F., Kovács B., Prättälä A., Farkas P., Aszalós R., Ódor P. 2019. Initial Understorey Response to Experimental Silvicultural Treatments in a Temperate Oak-Dominated Forest. *European Journal of Forest Research* 138(1): 65–77. doi:10.1007/s10342-018-1154-8.
- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zając M., Zając A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyńskim C. 2012. *Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym*

uwzględnieniem gatunków inwazyjnych - Alien plants in Poland with particular reference to invasive species. GDOŚ

Tölgyesi C., Zalatnai M., Erdős L., Bátor Z., Hupp N., Körmöczy L. 2016. Unexpected ecotone dynamics of a sand dune vegetation complex following water table decline. *Journal of Plant Ecology* 9(1): 40–50. doi:10.1093/jpe/rtv032.

Tuomisto, H. 2010. A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 1. Defining beta diversity as a function of alpha and gamma diversity. *Ecography* 33:2-22.

Urbisz A., Urbisz A. 2018. Atlas i klucz. Rośliny zielne i krzewinki Polski – częste, pospolite. Wyd. Kubajak. ISBN: 978-83-625-0144-1.

Verberk W., van Noordwijk C., Hildrew A. 2013. Delivering on a promise: Integrating species traits to transform descriptive community ecology into a predictive science. *Freshwater Science* 32. doi:10.1899/12-092.1.

Villéger S., Mason N., Mouillot D. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaced framework in functional ecology. *Ecology* 89: 2290–2301. doi:10.1890/07-1206.1.

Weigelt A., Schumacher J., Roscher C., Schmid B. 2008. Does biodiversity increase stability in plant community biomass? *Ecology letters* 11: 338–47. doi:10.1111/j.1461-0248.2007.01145.x.

Whittaker R. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs* 30(3): 279–338. doi:10.2307/1943563.

Wilson J., Agnew A. 1992. Positive-Feedback Switches in Plant Communities. *Advances in Ecological Research*. 23: 263–336. doi:10.1016/S0065-2504(08)60149-X.

Wilson J. 2010. The twelve theories of co-existence in plant communities: The doubtful, the important and the unexplored. *Journal of Vegetation Science* 22: 184–95. doi:10.1111/j.1654-1103.2010.01226.x.

Wilson J., Agnew A., Partridge T. 1994. Carr Texture in Britain and New Zealand: Community Convergence Compared with a Null Model. *Journal of Vegetation Science* 5(1): 109–16. doi:10.2307/3235644.

Yachi S., Loreau M. 1999. Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: The insurance hypothesis. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 96(4): 1463–68. doi:10.1073/pnas.96.4.1463.

Zólyomi B. 1987. Coenotone, ecotone and their role in preserving relic species. *Acta Botanica Hungarica* 33(1-2): 3-18.

OPROGRAMOWANIE ORAZ INNE ŹRÓDŁA

QGIS Development Team. 2020. QGIS (Geographic Information System v. 3.12). Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>

R Core Team. 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>

7. STRESZCZENIE

Ekotony są cennymi siedliskami pod względem różnorodności biologicznej i chronią wnętrze lasów przed wpływem szkodliwych czynników zewnętrznych. Strefy ekotonowe pomiędzy dwoma różnymi typami ekosystemów mogą zawierać właściwości składu gatunkowego oraz strukturalnego występujące w sąsiednich siedliskach przyrodniczych, jednakże mogą również wykształcać się mikrosiedliska specyficzne dla tego typu obszarów. Zmiany warunków abiotycznych i biotycznych na obrzeżach w porównaniu z siedliskiem wewnętrznym nazywane są efektem brzegowym, który może modyfikować szeroki zakres parametrów ekologicznych, w tym: zmiany w składzie i strukturze zbiorowisk roślinnych, wzrost różnorodności biologicznej zarówno pod względem liczby gatunków, jak i form życia reprezentowanych gatunków a także zmiany w interakcjach międzygatunkowych.

Przeprowadzone badania wykazały związek pomiędzy stanem roślinności w strefie ekotonowej a odpornością biotyczną w głębszych partiach lasu. Stabilna i naturalnie rozwinięta roślinność obrzeży lasu stanowi swoisty bufor dla rozprzestrzeniania się w głąb lasów gatunków nieleśnych. Negatywny wpływ na obrzeża lasów może mieć otoczenie lub niewłaściwie prowadzona gospodarka leśna w samej strefie ekotonowej. Wskazana jest ochrona i monitorowanie stref ekotonowych, ponieważ uważa się je za wskaźniki wszelkich zmian w środowisku. W tych strefach najszybciej zachodzą zmiany takie jak zanikanie gatunków wrażliwych i wkraczanie gatunków o innych wymaganiach siedliskowych.

Na potrzeby prowadzonych badań przyjęto następujące hipotezy:

- I. Ekoton leśny ma odmienne cechy w porównaniu do sąsiedniej strefy leśnej w zależności od warunków środowiskowych otoczenia pod względem:
 - α – różnorodności;
 - β – różnorodności;
 - bogactwa różnorodności funkcjonalnej;
 - udziału gatunków światłolubnych, kserotermicznych, eutroficznych lub oligotroficznych, halofitów;
 - sposobu dyspersji nasion;

- sposobu reprodukcji;
 - strategii życiowych roślin.
- II. Skład gatunkowy roślinności ekotonu jest różny niż głębokiego lasu, różni się w zależności od odległości od brzegu lasu.
 - III. Bogactwo różnorodności funkcjonalnej strefy ekotonowej jest wyższe w porównaniu do strefy wewnętrznej lasu.
 - IV. Aspekty ekologiczne (oszacowane na podstawie wartości wskaźnika Ellenberga) i funkcjonalne (oszacowane na podstawie cech funkcjonalnych roślin) zbiorowisk leśnych zależą od sposobu użytkowania otoczenia lasu i odległości od brzegu lasu.
 - V. Efekt brzegowy wykształca się w ekotonach lasów niezdegenerowanych.
 - VI. Zmiany wzdłuż gradientu środowiskowego są stopniowe w zbiorowiskach naturalnych o wysokim bogactwie różnorodności funkcjonalnej.

W pracy przyjęto następujące cele badawcze:

- Porównanie zróżnicowania efektu brzegowego pod względem odmiennych obszarów sąsiadujących.
- Porównanie struktury na obrzeżach oraz we wnętrzu lasu.
- Uzupełnienie luki w rozpoznaniu zjawiska efektu brzegowego w badaniach nad ekotonem wykształcającym się pomiędzy lasem a innymi siedliskami przyrodniczymi.

Realizacja powyższych celów pozwoliła odpowiedzieć na postawiony w tytule pracy problem badawczy, którym jest kształtowanie się strefy ekotonowej zbiorowisk leśnych w zależności od zróżnicowanego otoczenia.

Teren badań obejmował obszary zlokalizowane na Nizinie i Wyżynie Śląskiej, Wyżynie Krakowsko-Częstochowskiej, Kotlinie Oświęcimskiej i Pogórzu Zachodniobeskidzkim. Dane były pozyskiwane w formie transektów, które rozpoczynały się na brzegu lasu i skierowane było w głąb zbiorowiska leśnego.

Wyznaczono trzy rodzaje siedlisk przyrodniczych, w których wyznaczano transekty:

- lasy graniczące ze zbiornikami wodnymi,
- lasy graniczące z polami uprawnymi,
- lasy graniczące z terenami przemysłowymi.

Każdy z transektów był o długości 205 m i składał się z dziewięciu powierzchni badawczych. Powierzchnie badawcze miały wymiary 20 m × 5 m i były rozmieszczone w odległości 0, 5, 10, 20, 40, 60, 100, 150 i 200 m każdego transektu, rozpoczynając od brzegu lasu. Dłuższy bok pola badawczego był skierowany równolegle do granicy lasu. Pozyskano dane dotyczące takich zmiennych jak: pierśnica, wysokość, procent pokrycia, liczba osobników. Oznaczono gatunki warstwy drzew, krzewów i zielnej. Dla wszystkich pól badawczych w transektach zostały określone wskaźniki bioróżnorodności: bogactwo gatunkowe [S], wskaźnik różnorodności gatunkowej Shannona-Weinera [H], wskaźnik równomierności (evenness), wskaźnik dominacji Simpsona [D], β -różnorodność wg Sørensen. Ocenę warunków siedliskowych przeprowadzono w oparciu o wartości wskaźnika Ellenberga, wyróżniono formy życiowe wg Raunkiaera, sposób dyspersji nasion, typ reprodukcji, strategię życiową roślin wg Grime'a. Uwzględniono także pochodzenie gatunków i status ochrony. Ponadto wykorzystano parametry opisujące warunki topograficzne: wysokość n.p.m., nachylenie terenu, odległość od brzegu lasu, typ siedliskowy lasu oraz stopień przekształcenia siedlisk. Przeprowadzono analizę różnorodności funkcjonalnej (FD), która określa jak wartości i zakres cech gatunkowych wpływają na działanie ekosystemu. Analizę związku cech gatunkowych z cechami siedliskowymi i składem gatunkowym przeprowadzono za pomocą analizy RLQ. Analiza ta umożliwia rozpoznanie zależności między danymi środowiskowymi i cechami gatunkowymi oraz danymi pokrycia gatunków. Określano gatunki wskaźnikowe roślin dla poszczególnych odległości od brzegu lasu. Wszystkie analizy statystyczne zostały wykonane z wykorzystaniem języka i środowiska R.

Zweryfikowanie postawionych hipotez badawczych pozwoliło na przedstawienie następujących wniosków:

- Ekoton leśny ma odmienne cechy w porównaniu do strefy leśnej i charakteryzuje się: wyższymi wartościami wskaźników α i B – różnorodności oraz różnorodności funkcjonalnej w ekotonach niezdegenerowanych lasów;

wyższym udziałem gatunków ciepłolubnych, preferującymi wyższe pH, wyższy trofizm gleb, halofitów, wyższym udziałem autochorów, roślin rozmnażających się przez nasiona oraz konkurentów.

- Skład gatunkowy roślin ekotonu jest różny niż głębokiego lasu, różni się w zależności od odległości od brzegu lasu.
- Bogactwo różnorodności funkcjonalnej roślin różni się w zależności od odległości od brzegu lasu - siedliska zlokalizowane w sąsiedztwie zbiorników wodnych oraz pól uprawnych wykazują wysokie wartości wskaźnika bogactwa różnorodności funkcjonalnej, wysoka wartość różnorodności funkcjonalnej przyczynia się wykształcenia zjawiska „efektu brzegowego” oraz odporności na działanie czynników zewnętrznych i utrzymania zdolności pełnienia funkcji ekosystemowych, dla lasów przekształconych większe znaczenie wykazuje stopień degeneracji siedliska niż odległość od brzegu lasu, w takich przypadkach brak jest efektu brzegowego.
- Aspekty ekologiczne i funkcjonalne ekotonów leśnych zależą od sposobu użytkowania otoczenia lasu, które w szczególności wpływa na: wilgotność, trofizm, pH gleby, temperaturę, nasłonecznienie, sposób rozsiewania oraz strategie życiowe roślin.
- Siedliska przyrodnicze charakteryzujące się wysokim bogactwem różnorodności funkcjonalnej, α -różnorodności i β -różnorodności wykazują obecność zjawiska efektu brzegowego a strefa ekotonowa charakteryzuje się bardzo wysoką bioróżnorodnością, która wykazuje zależność pomiędzy odległością od brzegu lasu.

Przeprowadzone badania potwierdziły obecność efektu brzegowego w lasach o niskim stopniu przekształcenia tj. w ekotonach leśnych sąsiadujących ze zbiornikami wodnymi oraz w ekotonach leśnych graniczących z polami uprawnymi. Ekotony leśne graniczące z polami uprawnymi charakteryzują się niższym bogactwem różnorodności funkcjonalnej, bogactwem gatunkowym i β -różnorodnością w porównaniu do strefy przejściowej lasu. Wzrost wartości wskaźników bioróżnorodności wykazano w strefie przejściowej co wskazuje na obecność „efektu brzegowego” dopiero w strefie przejściowej lasu tj. w odległości od 40 - 60 m od brzegu lasu. „Przesunięcie” efektu brzegowego może być związane z obecnością nasilonych czynników zewnętrznych, których intensywność wpływa degradująco na strefę ekotonową lasu uniemożliwiając

wykształcenie się odpowiedzi obronnej w formie „efektu brzegowego”. Stopniowe osłabienie intensywności docierających czynników zewnętrznych i dobrze zachowany stan lasu umożliwia wykształcenie przesuniętego przestrzennie „efektu brzegowego”, ochronę pozostałej części lasu, przy jednoczesnej degeneracji strefy ekotonowej. Na podstawie analizy zmienności wskaźnika bogactwa różnorodności funkcjonalnej potwierdzono również regułę, że zmiany wzdłuż gradientu środowiskowego są stopniowe w zbiorowiskach leśnych najbardziej zbliżonych do naturalnych, nienarażonych na istotne wpływy antropogeniczne.

8. SUMMARY

Ecotones are valuable habitats for biodiversity and protect the interior of forests from the influence of harmful external factors. An ecotone zone between two different types of ecosystems may contain the species composition and structural properties found in adjacent habitats, but may also develop microhabitats present only in ecotone areas. Changes in the abiotic and biotic conditions in the edges compared to the interior habitat are called the edge effect which can modify ecological parameters, including changes: in the composition and structure of plant communities, an increase in biodiversity both in terms of the number of species and the life forms of the species represented, as well as changes in interspecies interactions.

Research has shown a relationship between the state of the vegetation in the ecotone zone and biotic resistance in the deeper areas of a forest. The stable and naturally developed vegetation of the forest edge constitute a specific buffer for the spread of non-forest species deep into the forests. Negative impacts on forest edges may originate from the surroundings or from inadequately performed forest management in the ecotone zone. Protection and monitoring of ecotone zones is recommended because they are considered as to be indicators of any environmental changes. In these zones, changes such as the disappearance of sensitive species and the introduction of species with different habitat requirements occur most rapidly. The presented research is expected to verify the following hypotheses:

- I. The forest ecotone has different characteristics compared to the neighboring forest zone depending on the environmental conditions of the surroundings in terms of: α – diversity; β – diversity; wealth of functional diversity; the share of photophilous, xerothermic, eutrophic or oligotrophic species, halophytes; method of seed dispersion; method of reproduction; plant life strategies.
- II. The plant species composition of the ecotone is different than that of the deep forest and varies depending on the distance from the forest edge.
- III. The richness of the functional diversity of the ecotone zone is higher compared to the inner forest zone.
- IV. The ecological aspects (estimated on the basis of the Ellenberg index value) and the functional aspects (estimated on the basis of the functional

characteristics of plants) of forest communities depend on the type of use of the forest surroundings and the distance from the forest edge.

- V. The edge effect develops in the ecotones of non-degenerated forests.
- VI. Changes along environmental gradients are gradual in natural communities with high functional diversity.

The following objectives were adopted in the study:

- comparison of the differentiation of the edge effect in terms of different neighboring areas;
- comparison of the structure on the edges and inside of the forest;
- filling the gap in the recognition of the edge effect phenomenon in research on the ecotone developing between the forest and other natural habitats.

The implementation of the above research objectives allowed to answer the research problem posed in the title of the work, which is shaping the ecotone zone of forest communities depending on various surroundings types.

The object of research are forest areas located in Poland, in the Silesian Lowland and Upland, Kraków-Częstochowa Upland and in the West Beskid Foothills. Data were collected in the form of transects, began from the forest edge and were directed deep into the forest community. Three types of natural habitats were selected, in which transects were designated:

- forests adjacent to water reservoirs,
- forests adjacent to agricultural areas,
- forests adjacent to post-industrial areas.

Each of the transects was 205 m long and consisted of nine study plots. The study plots were 20 m × 5 m in size and were arranged in 0, 5, 10, 20, 40, 60, 100, 150 and 200 m of each transect. The transects were situated perpendicular to the edge of the forest and began at its border. Data obtained such variables as: diameter at breast height, height, percentage of coverage, number of individuals. Species of the tree, shrub and herbaceous layers were identified. Biodiversity indicators were determined for all research fields in transects: species richness [S], Shannon-Weiner species diversity index [H], evenness index, Simpson's dominance index [D] and β -diversity according to Sørensen. In order to assess habitat conditions, the values of the Ellenberg index were calculated, distinguished

life forms according to Raunkiaer, seed dispersion method, type of reproduction and plant life strategies according to Grime. Species origin and conservation status are also taken into consideration. In addition, parameters describing topographic conditions were obtained: altitude, terrain slope, distance from the forest edge, forest habitat type and the degree of habitat transformation. A functional diversity (FD) analysis was carried out, which determines how the values and range of species characteristics affect the functioning of the ecosystem. The analysis of the relationship between species characteristics, habitat characteristics and species composition was carried out using RLQ analysis. This analysis allows for the examination of relationships between environmental and species trait data and species cover data. Indicator species were identified for particular distances from the forest edge. All of the statistical analyses were performed using the R language and environment.

Verification of the research hypotheses allowed for definition specific conclusions:

- The forest ecotone has different features compared to the forest zone, it is characterized by: higher values of α and β – diversity index and richness of functional diversity indicator in ecotones of non-degenerated forests; higher participation of thermophilic species, preferring higher pH, higher soil trophism, halophytes; higher participation of autochor; plants reproducing by seeds and competitors.
- The plant species composition of the ecotone is different than that of the deep forest and varies depending on the distance from the forest edge.
- The richness of functional plant diversity varies depending on the distance from the forest edge. Habitats located in the vicinity of water reservoirs and agricultural fields show high values of the functional diversity richness index. A high value of functional diversity contributes to the development of the "edge effect" phenomenon and resistance to external factors and maintaining the ability to perform ecosystem functions. For transformed forests, the degree of habitat degeneration is more important than the distance from the forest edge, in such cases there is no edge effect.
- The ecological and functional aspects of forest ecotones depend on the type of the use of the forest surroundings, which in particular affects on: humidity, trophism, soil pH, temperature, sunlight, dispersal method and life strategies of plants.

- Habitats characterized by a high richness of functional diversity, α -diversity and β -diversity prove the presence of the edge effect phenomenon, and the ecotone zone is characterized by very high biodiversity, which presents a relationship between the distance from the forest edge.

The research confirmed the presence of the edge effect in forests with a low degree of anthropogenization, in forest ecotones adjacent to water reservoirs and in forest ecotones bordering on agricultural fields. Forest ecotones bordering agricultural fields are characterized by lower functional diversity, species richness and β -diversity compared to the forest transition zone. An increase in the values of biodiversity indicators was demonstrated in the transition zone, which indicates the presence of the "edge effect" not until than in the forest transition zone, at a distance from 40 - 60 m from the forest edge. The "transpose" of the edge effect may be related to the presence of intense external factors, the intensity of which has a degrading effect on the forest ecotone zone, preventing the development of a defense response in the form of the "edge effect". The gradual mitigation of the intensity of external factors and the well-preserved condition of the forest provide for development of a spatially transposed "edge effect", protection of the remaining part of the forest, with concurrent degeneration of the ecotone zone. Analysis of the variability of the functional diversity richness index confirm the rule that changes along the environmental gradient are gradual in forest communities, which are similar to natural forests and are not exposed to significant anthropogenic influences.

9. SPIS RYCIN I TABEL

Ryc. 1. Zasięg obszaru badań z zaznaczonym rozmieszczeniem transektów oraz granicami mezoregionów.....	9
Ryc. 2. Lokalizacja pól badawczych w obrębie transektu graniczącego z terenami przemysłowymi.....	17
Ryc. 3. Wyróżnione grupy wraz z przedziałami międzykwartylowymi na podstawie wartości wskaźników α – różnorodności w zależności od odległość od brzegu lasu dla transektów graniczących ze zbiornikami wodnymi określone za pomocą testu Kruskal-Wallis'a oraz testu post-hoc Conovera. 1 – strefa ekotonowa (0 – 20 m od brzegu lasu), 2 – strefa pośrednia (40 – 60 m od brzegu lasu), 3 – strefa wewnętrzna (100 – 200 m od brzegu lasu). Istotność statystyczna: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1	62
Ryc. 4. Wykres macierzy korelacji Pearsona pomiędzy wskaźnikami α – różnorodności w zależności od odległość od brzegu lasu dla transektów graniczących ze zbiornikami wodnymi. H – wskaźnik Shannona-Weinera, D – wskaźnik Simpsona, S – bogactwo gatunkowe, E – wskaźnik równomierności gatunkowej (evenness), gr – odległość od brzegu lasu: 1 – strefa ekotonowa (0 – 20 m od brzegu lasu), 2 – strefa pośrednia (40 – 60 m od brzegu lasu), 3 – strefa wewnętrzna (100 – 200 m od brzegu lasu), Corr – wartość współczynnika korelacji Pearsona. Istotność statystyczna: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1	65
Ryc. 5. Wyróżnione grupy wraz z przedziałami międzykwartylowymi na podstawie wartości różnorodności funkcjonalnej (FD) zależności od odległość od brzegu lasu [m] dla transektów graniczących ze zbiornikami wodnymi określone za pomocą testu Kruskal-Wallis'a testu post-hoc Conovera (dla $p \leq 0.05$).	67
Ryc. 6. Zależność bogactwa różnorodności funkcjonalnej (FD) od odległości od brzegu lasu [m] dla transektów graniczących ze zbiornikiem wodnym określona za pomocą analizy korelacji Spearmana.	68
Ryc. 7. Analiza fourth-corner dla RLQ ekotonów leśnych graniczących ze zbiornikiem wodnym. Kolor czarny - pozytywne istotne statystycznie korelacje, kolor szary - istotne statystycznie negatywne korelacje ($p < 0,05$) (A). Ordynacja cech funkcjonalnych roślin i parametrów siedliskowych dla ekotonów leśnych graniczących ze zbiornikiem wodnym przeprowadzona za pomocą analizy RLQ (B). Cechy funkcjonalne roślin: Kenophytes – kenofity, Protection – rośliny objęte ochroną, Forest – rośliny starych lasów. Formy życiowe: A – hydrofity, C – rośliny niskopączkowe, G – geofity, H – rośliny naziemnopączkowe, M – makrofity, Na – nanofanerofity/ pseudofity, Hf – mikrofanerofity, Tf – terofity. Sposoby rozmnażania: se – rozmnażanie przez nasiona, sv – rozmnażanie przez nasiona i wegetatywnie, v – rozmnażanie wegetatywne. Sposoby rozsiewania: ab – hydrochoria/anemochoria, self – autochoria, zo – zoochoria. Strategie życiowe roślin: com – konkurenci, comrud – konkurenci/ruchliwe rośliny pionierskie, comstres - konkurenci/rośliny odporne na stres, csr – strategia mieszana, rud – ruchliwe rośliny pionierskie, stres - rośliny odporne na stres, stresrud – ruchliwe rośliny pionierskie odporne na stres. Wskaźniki ekologiczne: L – świetlny, T – termiczny, F – wilgotności gleby, K – kontynentalizmu, R – odczynu gleby, S – zasolenia, N – trofizmu gleby. Parametry siedliskowe: odl – odległość od granicy lasu, wys – wysokość n.p.m., nachylenie – nachylenie stoku, typ siedliskowy lasu: DicranoPinion/ AlnoUlmion/	

Carpinionbetuli/ Fagionsylvaticae, typ – stopień przekształcenia siedlisk, FDis – dyspersja funkcjonalna, Fric – bogactwo różnorodności funkcjonalnej..... 73

Ryc. 8. Wyróżnione grupy wraz z przedziałami międzykwartylowymi na podstawie wartości wskaźników α – różnorodności w zależności od odległość od brzegu lasu dla transektów graniczących z polami uprawnymi określone za pomocą testu Kruskal-Wallis’a oraz testu post-hoc Conovera. 1 – strefa ekotonowa (0 – 20 m od brzegu lasu), 2 – strefa pośrednia (40 – 60 m od brzegu lasu), 3 – strefa wewnętrzna (100 – 200 m od brzegu lasu). Istotność statystyczna: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1. 75

Ryc. 9. Wykres macierzy korelacji Pearsona pomiędzy wskaźnikami α – różnorodności w zależności od odległość od brzegu lasu dla transektów graniczących z polami uprawnymi. H – wskaźnik Shannona-Weinera, D – wskaźnik Simpsona, S – bogactwo gatunkowe, E – wskaźnik równomierności gatunkowej (evenness), gr – odległość od brzegu lasu: 1 – strefa ekotonowa (0 – 20 m od brzegu lasu), 2 – strefa pośrednia (40 – 60 m od brzegu lasu), 3 – strefa wewnętrzna (100 – 200 m od brzegu lasu), Corr – wartość współczynnika korelacji Pearsona. Istotność statystyczna: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1. 77

Ryc. 10. Wyróżnione grupy wraz z przedziałami międzykwartylowymi na podstawie wartości różnorodności funkcjonalnej (FD) zależności od odległość od brzegu lasu [m] dla transektów graniczących z polem uprawnym określone za pomocą testu Kruskal-Wallis’a testu post-hoc Conovera (dla $p \leq 0.05$). 79

Ryc. 11. Zależność bogactwa różnorodności funkcjonalnej (FD) od odległości od brzegu lasu [m] dla transektów graniczących z polem uprawnym określona za pomocą analizy korelacji Spearmana..... 80

Ryc. 12. Analiza fourth-corner dla RLQ ekotonów leśnych graniczących z polem uprawnym. Kolor czarny - pozytywne istotne statystycznie korelacje, kolor szary - istotne statystycznie negatywne korelacje ($p < 0,05$) (A). Ordynacja cech funkcjonalnych roślin i parametrów siedliskowych dla ekotonów leśnych graniczących z polem uprawnym przeprowadzona za pomocą analizy RLQ (B). Cechy funkcjonalne roślin: Kenophytes – kenofity, Protection – rośliny objęte ochroną, Forest – rośliny starych lasów. Formy życiowe: A – hydrofity, C – rośliny niskopączkowe, G – geofity, H – rośliny naziemnopączkowe, M – makrofity, Na – nanofanerofity/ pseudofity, Hf – mikrofanerofity, Tf – terofity. Sposoby rozmnażania: se – rozmnażanie przez nasiona, sv – rozmnażanie przez nasiona i wegetatywnie, v – rozmnażanie wegetatywne. Sposoby rozsiewania: ab – hydrochoria/anemochoria, self – autochoria, zo – zoochoria. Strategie życiowe roślin: com – konkurenci, comrud – konkurenci/ruchliwe rośliny pionierskie, comstres - konkurenci/rośliny odporne na stres, csr – strategia mieszana, rud – ruchliwe rośliny pionierskie, stres - rośliny odporne na stres, stresrud – ruchliwe rośliny pionierskie odporne na stres. Wskaźniki ekologiczne: L – świetlny, T – termiczny, F – wilgotności gleby, K – kontynentalizmu, R – odczynu gleby, S – zasolenia, N – trofizmu gleby. Parametry siedliskowe: odl – odległość od granicy lasu, wys – wysokość n.p.m., nachylenie – nachylenie stoku, typ siedliskowy lasu: DicranoPinion/ AlnoUlmion/ Carpinionbetuli/ Fagionsylvaticae, typ – stopień przekształcenia siedlisk, FDis – dyspersja funkcjonalna, Fric – różnorodność funkcjonalna. 85

Ryc. 13. Wyróżnione grupy wraz z przedziałami międzykwartylowymi na podstawie wartości wskaźników α – różnorodności w zależności od odległość od brzegu lasu dla transektów graniczących z terenami przemysłowymi określone za pomocą testu Kruskal-Wallis’a oraz testu post-hoc Conovera. 1 – strefa ekotonowa (0 – 20 m od brzegu

lasu), 2 – strefa pośrednia (40 – 60 m od brzegu lasu), 3 – strefa wewnętrzna (100 – 200 m od brzegu lasu). Istotność statystyczna: 0 ‘****’ 0.001 ‘***’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1 86	
Ryc. 14. Wykres macierzy korelacji Pearsona pomiędzy wskaźnikami α – różnorodności w zależności od odległości od brzegu lasu dla transektów graniczących z terenami przemysłowymi. H – wskaźnik Shannona-Weinera, D – wskaźnik Simpsona, S – bogactwo gatunkowe, E – wskaźnik równomierności gatunkowej (evenness), gr – odległość od brzegu lasu: 1 – strefa ekotonowa (0 – 20 m od brzegu lasu), 2 – strefa pośrednia (40 – 60 m od brzegu lasu), 3 – strefa wewnętrzna (100 – 200 m od brzegu lasu), Corr – wartość współczynnika korelacji Pearsona. Istotność statystyczna: 0 ‘****’ 0.001 ‘***’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1	88
Ryc. 15. Wyróżnione grupy wraz z przedziałami międzykwartylowymi na podstawie wartości różnorodności funkcjonalnej (FD) zależności od odległości od brzegu lasu [m] dla transektów graniczących z terenem przemysłowym określone za pomocą testu Kruskal-Wallis’a oraz testu post-hoc Conovera (dla $p \leq 0.05$).	90
Ryc. 16. Zależność bogactwa różnorodności funkcjonalnej (FD) od odległości od brzegu lasu [m] dla transektów graniczących z terenami przemysłowymi określona za pomocą analizy korelacji Spearmana.	91
Ryc. 17. Analiza fourth-corner dla RLQ ekotonów leśnych graniczących z terenami przemysłowymi. Kolor czarny - pozytywne istotne statystycznie korelacje, kolor szary - istotne statystycznie negatywne korelacje ($p < 0,05$) (A). Ordynacja cech funkcjonalnych roślin i parametrów siedliskowych dla ekotonów leśnych graniczących z terenem przemysłowym przeprowadzona za pomocą analizy RLQ (B). Cechy funkcjonalne roślin: Kenophytes – kenofity, Protection – rośliny objęte ochroną, Forest – rośliny starych lasów. Formy życiowe: A – hydrofity, C – rośliny niskopączkowe, G – geofity, H – rośliny naziemnopączkowe, M – makrofity, Na – nanofanerofity/ pseudofity, Hf – mikrofanerofity, Tf – terofity. Sposoby rozmnażania: se – rozmnażanie przez nasiona, sv – rozmnażanie przez nasiona i wegetatywnie, v – rozmnażanie wegetatywne. Sposoby rozsiewania: ab – hydrochoria/anemochoria, self – autochoria, zo – zoochoria. Strategie życiowe roślin: com – konkurenci, comrud – konkurenci/ruchliwe rośliny pionierskie, comstres - konkurenci/rośliny odporne na stres, csr – strategia mieszana, rud – ruchliwe rośliny pionierskie, stres - rośliny odporne na stres, stresrud – ruchliwe rośliny pionierskie odporne na stres. Wskaźniki ekologiczne: L – świetlny, T – termiczny, F – wilgotności gleby, K – kontynentalizmu, R – odczynu gleby, S – zasolenia, N – trofizmu gleby. Parametry siedliskowe: odl – odległość od granicy lasu, wys – wysokość n.p.m., nachylenie – nachylenie stoku, typ siedliskowy lasu: DicranoPinion/ AlnoUlmion/ Carpinionbetuli/ Fagionsylvaticae, typ – stopień przekształcenia siedlisk, FDis – dyspersja funkcjonalna, Fric – różnorodność funkcjonalna.	96
Ryc. 18. Wyróżnione grupy wraz z przedziałami międzykwartylowymi na podstawie wartości wskaźników α – różnorodności w ujęciu różnych warunków siedliskowych określone za pomocą testu Kruskal-Wallis’a oraz testu post-hoc Conovera. ZW – transekty graniczące ze zbiornikami wodnymi, PU – transekty graniczące z polami uprawnymi, PP – transekty graniczące z terenami przemysłowymi. Istotność statystyczna: 0 ‘****’ 0.001 ‘***’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1	100
Ryc. 19. Wykres macierzy korelacji Pearsona pomiędzy wskaźnikami α – różnorodności w zależności od stopnia przekształcenia siedlisk. H – wskaźnik Shannona-Weinera, D – wskaźnik Simpsona, S – bogactwo gatunkowe, E – wskaźnik równomierności gatunkowej (evenness).....	103

Ryc. 20. Rozkład wskaźnika β -różnorodności wg Sørensen z średnią wartością w ujęciu odmiennych warunków siedliskowych określający wymianę gatunkową. E-ZW – ekotony graniczące ze zbiornikiem wodnym, E-PU – ekotony graniczące z polem uprawnym, E-PP – ekotony graniczące z terenami przemysłowymi, ZW – transekty leśne rozpoczynające się przy zbiorniku wodnym, PU – transekty leśne rozpoczynające się przy polu uprawnym. PP – transekty leśne rozpoczynające się przy terenach przemysłowych, total – flora całkowita.....	105
Ryc. 21. Rozkład wartości mediany stopnia dyspersji wskaźnika β -różnorodności wg Sørensen w ujęciu odmiennych warunków siedliskowych: A – las graniczący ze zbiornikiem wodnym, B - las graniczący z polem uprawnym, C - las graniczący z terenem przemysłowym.....	107
Ryc. 22. Analiza współrzędnych głównych (PCoA) dla porównia homogeniczności wskaźnika β -różnorodności wg Sørensen w ujęciu odmiennych warunków siedliskowych: A – las graniczący ze zbiornikiem wodnym, B - las graniczący z polem uprawnym, C - las graniczący z terenem przemysłowym	108
Ryc. 23. Wyróżnione grupy wraz z przedziałami międzykwartylowymi na podstawie wartości bogactwa różnorodności funkcjonalnej (FD) w zależności od rodzaju otoczenia ekotonu określone za pomocą testu Kruskala-Wallis'a oraz testu post-hoc Conovera (dla $p \leq 0.05$). Rodzaje transektów: 1 - graniczące ze zbiornikiem wodnym, 2 - graniczące z polem uprawnym, 3 - graniczące z terenem przemysłowym.....	111
Ryc. 24. Zależność różnorodności funkcjonalnej (FD) od rodzaju otoczenia ekotonu określona za pomocą analizy korelacji Spearmana. Transekty: 1 - graniczące z zbiornikiem wodnym, 2 - graniczące z polem uprawnym, 3 - graniczące z terenem przemysłowym. Wykres punktowy (A) i wykres rozrzutu (B).	116
Ryc. 25. Analiza fourth-corner dla RLQ ekotonów leśnych w zależności do stopnia przekształcenia siedlisk. Kolor czarny - pozytywne istotnie statystycznie korelacje, kolor szary - istotne statystycznie negatywne korelacje ($p < 0,05$) (A). Ordynacja cech funkcjonalnych roślin i parametrów siedliskowych dla ekotonów leśnych w zależności od stopnia przekształcenia siedlisk przeprowadzona za pomocą analizy RLQ (B). Cechy funkcjonalne roślin: Kenophytes – kenofity, Protection – rośliny objęte ochroną, Forest – rośliny starych lasów. Formy życiowe: A – hydrofity, C – rośliny niskopączkowe, G – geofity, H – rośliny naziemnopączkowe, M – makrofity, Na – nanofanerofity/pseudofity, Hf – mikrofanerofity, Tf – terofity. Sposoby rozmnażania: se – rozmnażanie przez nasiona, sv – rozmnażanie przez nasiona i wegetatywnie, v – rozmnażanie wegetatywne. Sposoby rozsiewania: ab – hydrochoria/anemochoria, self – autochoria, zo – zoochoria. Strategie życiowe roślin: com – konkurenci, comrud – konkurenci/ruchliwe rośliny pionierskie, comstres - konkurenci/rośliny odporne na stres, csr – strategia mieszana, rud – ruchliwe rośliny pionierskie, stres - rośliny odporne na stres, stresrud – ruchliwe rośliny pionierskie odporne na stres. Wskaźniki ekologiczne: L – świetlny, T – termiczny, F – wilgotności gleby, K – kontynentalizmu, R – odczynu gleby, S – zasolenia, N – trofizmu gleby. Parametry siedliskowe: odl – odległość od granicy lasu, wys – wysokość n.p.m., nachylenie – nachylenie stoku, typ siedliskowy lasu: DicranoPinion/ AlnoUlmion/ Carpinionbetuli/ Fagionsylvaticae, typ – stopień przekształcenia siedlisk, FDis – dyspersja funkcjonalna, Fric – różnorodność funkcjonalna.....	124

Tab. 1. Wykaz gatunków wskaźnikowych dla poszczególnych odległości od brzegu lasu wraz z wartością wskaźnika (Indicator Value) i istotnością statystyczną	38
Tab. 2. Wykaz gatunków wskaźnikowych dla ekotonów leśnych graniczących ze zbiornikami wodnymi wraz z wartością wskaźnika (Indicator Value) i istotnością statystyczną	39
Tab. 3. Wykaz gatunków wskaźnikowych dla ekotonów leśnych graniczących z polami uprawnymi wraz z wartością wskaźnika (Indicator Value) i istotnością statystyczną ...	40
Tab. 4. Wykaz gatunków wskaźnikowych dla ekotonów leśnych graniczących z terenami przemysłowymi wraz z wartością wskaźnika (Indicator Value) i istotnością statystyczną	41
Tab. 5. Wykaz gatunków wskaźnikowych wspólnych dla ekotonów leśnych graniczących ze zbiornikami wodnymi i polami uprawnymi wraz z wartością wskaźnika (Indicator Value) i istotnością statystyczną	42
Tab. 6. Wyniki testu Kruskal-Wallis'a oraz testu post-hoc Conovera dla wskaźników α – różnorodności w zależności od odległość od brzegu lasu [m] dla transektów graniczących ze zbiornikami wodnymi. 1 – strefa ekotonowa (0 – 20 m od brzegu lasu), 2 – strefa pośrednia (40 – 60 m od brzegu lasu), 3 – strefa wewnętrzna (100 – 200 m od brzegu lasu). Istotność statystyczna: 0 ‘****’ 0.001 ‘***’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1	63
Tab. 7. Wyniki testu Kruskal-Wallis'a oraz testu post-hoc Conovera dla różnorodności funkcjonalnej (FD) w zależności od odległość od brzegu lasu [m] dla transektów graniczących ze zbiornikami wodnymi (dla $p \leq 0.05$)	67
Tab. 8. Analiza fourth-corner dla RLQ ekotonów leśnych graniczących ze zbiornikiem wodnym. Wybrane zależności istotne statystycznie. Cechy funkcjonalne roślin: Kenophytes – kenofity, Protection – rośliny objęte ochroną, Forest – rośliny starych lasów. Formy życiowe: A – hydrofity, C – rośliny niskopączkowe, G – geofity, H – rośliny naziemnopączkowe, M – makrofity, Na – nanofanerofity/ pseudofity, Hf – mikrofanerofity, Tf – terofity. Sposoby rozmnażania: se – rozmnażanie przez nasiona, sv – rozmnażanie przez nasiona i wegetatywnie, v – rozmnażanie wegetatywne. Sposoby rozsiewania: ab – hydrochoria/anemochoria, self – autochoria, zo – zoochoria. Strategie życiowe roślin: com – konkurenci, comrud – konkurenci/ruchliwe rośliny pionierskie, comstres - konkurenci/rośliny odporne na stres, csr – strategia mieszana, rud – ruchliwe rośliny pionierskie, stres - rośliny odporne na stres, stresrud – ruchliwe rośliny pionierskie odporne na stres. Wskaźniki ekologiczne: L – świetlny, T – termiczny, F – wilgotności gleby, K – kontynentalizmu, R – odczynu gleby, S – zasolenia, N – trofizmu gleby. Parametry siedliskowe: odl – odległość od granicy lasu, wys – wysokość n.p.m., nachylenie – nachylenie stoku, typ siedliskowy lasu: DicranoPinion/ AlnoUlmion/ Carpinionbetuli/ Fagionsylvaticae, typ – stopień przekształcenia siedlisk, FDis – dyspersja funkcjonalna, Fric – bogactwo różnorodności funkcjonalnej. Istotność statystyczna: 0 ‘****’ 0.001 ‘***’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1	71
Tab. 9. Wyniki testu Kruskal-Wallis'a oraz testu post-hoc Conovera dla wskaźników α – różnorodności w zależności od odległość od brzegu lasu [m] dla transektów graniczących z polami uprawnymi. 1 – strefa ekotonowa (0 – 20 m od brzegu lasu), 2 – strefa pośrednia (40 – 60 m od brzegu lasu), 3 – strefa wewnętrzna (100 – 200 m od brzegu lasu). Istotność statystyczna: 0 ‘****’ 0.001 ‘***’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1	76
Tab. 10. Wyniki testu Kruskal-Wallis'a testu post-hoc Conovera dla różnorodności funkcjonalnej (FD) w zależności od odległość od brzegu lasu [m] dla transektów graniczących z polem uprawnym $p \leq 0.05$)	78

Tab. 11. Analiza fourth-corner dla RLQ ekotonów leśnych graniczących z polem uprawnym. Wybrane zależności istotne statystycznie. Cechy funkcjonalne roślin: Kenophytes – kenofity, Protection – rośliny objęte ochroną, Forest – rośliny starych lasów. Formy życiowe: A – hydrofity, C – rośliny niskopączkowe, G – geofity, H – rośliny naziemnopączkowe, M – makrofity, Na – nanofanerofity/ pseudofity, Hf – mikrofanerofity, Tf – terofity. Sposoby rozmnażania: se – rozmnażanie przez nasiona, sv – rozmnażanie przez nasiona i wegetatywnie, v – rozmnażanie wegetatywne. Sposoby rozsiewania: ab – hydrochoria/anemochoria, self – autochoria, zo – zoochoria. Strategie życiowe roślin: com – konkurenci, comrud – konkurenci/ruchliwe rośliny pionierskie, comstres - konkurenci/rośliny odporne na stres, csr – strategia mieszana, rud – ruchliwe rośliny pionierskie, stres - rośliny odporne na stres, stresrud – ruchliwe rośliny pionierskie odporne na stres. Wskaźniki ekologiczne: L – świetlny, T – termiczny, F – wilgotności gleby, K – kontynentalizmu, R – odczynu gleby, S – zasolenia, N – trofizmu gleby. Parametry siedliskowe: odl – odległość od granicy lasu, wys – wysokość n.p.m., nachylenie – nachylenie stoku, typ siedliskowy lasu: DicranoPinion/ AlnoUlmion/ Carpinionbetuli/ Fagionsylvaticae, typ – stopień przekształcenia siedlisk, FDis – dyspersja funkcjonalna, Fric – bogactwo różnorodności funkcjonalnej. Istotność statystyczna: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1	83
Tab. 12. Wyniki testu Kruskal-Wallis’a oraz testu post-hoc Conovera dla wskaźników α – różnorodności w zależności od odległość od brzegu lasu dla transektów graniczących z terenami przemysłowymi. 1 – strefa ekotonowa (0 – 20 m od brzegu lasu), 2 – strefa pośrednia (40 – 60 m od brzegu lasu), 3 – strefa wewnętrzna (100 – 200 m od brzegu lasu). Istotność statystyczna: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1	87
Tab. 13. Wyniki testu Kruskala-Wallis’a oraz testu post-hoc Conovera dla różnorodności funkcjonalnej (FD) w zależności od odległość od brzegu lasu [m] dla transektów graniczących z terenem przemysłowym (dla $p \leq 0.05$)	89
Tab. 14. Analiza fourth-corner dla RLQ ekotonów leśnych graniczących z terenami przemysłowymi. Wybrane zależności istotne statystycznie. Cechy funkcjonalne roślin: Kenophytes – kenofity, Protection – rośliny objęte ochroną, Forest – rośliny starych lasów. Formy życiowe: A – hydrofity, C – rośliny niskopączkowe, G – geofity, H – rośliny naziemnopączkowe, M – makrofity, Na – nanofanerofity/ pseudofity, Hf – mikrofanerofity, Tf – terofity. Sposoby rozmnażania: se – rozmnażanie przez nasiona, sv – rozmnażanie przez nasiona i wegetatywnie, v – rozmnażanie wegetatywne. Sposoby rozsiewania: ab – hydrochoria/anemochoria, self – autochoria, zo – zoochoria. Strategie życiowe roślin: com – konkurenci, comrud – konkurenci/ruchliwe rośliny pionierskie, comstres - konkurenci/rośliny odporne na stres, csr – strategia mieszana, rud – ruchliwe rośliny pionierskie, stres - rośliny odporne na stres, stresrud – ruchliwe rośliny pionierskie odporne na stres. Wskaźniki ekologiczne: L – świetlny, T – termiczny, F – wilgotności gleby, K – kontynentalizmu, R – odczynu gleby, S – zasolenia, N – trofizmu gleby. Parametry siedliskowe: odl – odległość od granicy lasu, wys – wysokość n.p.m., nachylenie – nachylenie stoku, typ siedliskowy lasu: DicranoPinion/ AlnoUlmion/ Carpinionbetuli/ Fagionsylvaticae, typ – stopień przekształcenia siedlisk, FDis – dyspersja funkcjonalna, Fric – bogactwo różnorodności funkcjonalnej. Istotność statystyczna: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1	94
Tab. 15. Porównanie wskaźników α – różnorodności (średnia \pm odchylenie standardowe) w zależności od odległość od brzegu lasu dla transektów graniczących ze zbiornikami wodnymi, polami uprawnymi oraz terenami przemysłowymi	98

Tab. 16. Wyniki testu Kruskal-Wallis'a oraz testu post-hoc Conovera dla wskaźników α – różnorodności w ujęciu różnych warunków siedliskowych. ZW – transekty graniczące ze zbiornikami wodnymi, PU – transekty graniczące z polami uprawnymi, PP – transekty graniczące z terenami przemysłowymi. Istotność statystyczna: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1	101
Tab. 17. Wykaz wartości współczynnika korelacji Pearsona pomiędzy wskaźnikami α – różnorodności w zależności od stopnia przekształcenia siedlisk wraz z istotnością statystyczną. H – wskaźnik Shannona-Weinera, D – wskaźnik Simpsona, S – bogactwo gatunkowe, E – wskaźnik równomierności gatunkowej (evenness), gr – stopień przekształcenia siedlisk. Istotność statystyczna: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1	103
Tab. 18. Porównanie wskaźników α – różnorodności testem Kruskala-Wallisa oraz testem post-hoc Conovera między grupami. H – wskaźnik Shannona-Weinera, D – wskaźnik Simpsona, S – bogactwo gatunkowe, E – wskaźnik równomierności gatunkowej (evenness), gr – rodzaje transektów. Istotność statystyczna: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1	104
Tab. 19. Wykaz średniej wartości wskaźnika β -różnorodności wg Sørensen w ujęciu odmiennych warunków siedliskowych określający wymianę gatunkową w obrębie ekotonów leśnych (0 – 20 m od brzegu lasu) graniczących ze zbiornikiem wodnym, polem uprawnym i terenem przemysłowym. ZW – zbiornik wodny, PU – pole uprawne, PP – tereny przemysłowe	105
Tab. 20. Wykaz średniej wartości wskaźnika β -różnorodności wg Sørensen w ujęciu odmiennych warunków siedliskowych określający wymianę gatunkową w obrębie oraz pomiędzy poszczególnymi typami siedlisk. ZW – zbiornik wodny, PU – pole uprawne, PP – tereny przemysłowe.....	106
Tab. 21. Wykaz wartości mediany stopnia dyspersji wartości wskaźnika β -różnorodności wg Sørensen w ujęciu odmiennych warunków siedliskowych: A – las graniczący ze zbiornikiem wodnym, B - las graniczący z polem uprawnym, C - las graniczący z terenem przemysłowym.....	107
Tab. 22. Wyniki testu PERMANOVA sprawdzającego istotność pomiędzy grupami rozkładu wskaźnika β -różnorodności wg Sørensen w ujęciu odmiennych warunków siedliskowych.....	108
Tab. 23. Wartości własne osi porównia homogeniczności wskaźnika β -różnorodności wg Sørensen w ujęciu odmiennych warunków siedliskowych.....	109
Tab. 24. Wyniki testu Kruskala-Wallis'a oraz testu post-hoc Conovera dla różnorodności funkcjonalnej (FD) w zależności od rodzaju otoczenia ekotonu. * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$	111
Tab. 25. Wyniki analizy korelacji rho Spearmana dla bogactwa różnorodności funkcjonalnej (FD - FRic) w zależności od rodzaju otoczenia ekotonu oraz w zależności od odległości od brzegu lasu dla transektów graniczących ze zbiornikami wodnymi, polami uprawnymi, terenami przemysłowymi. * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$	114
Tab. 26. Wyniki analizy RLQ cech funkcjonalnych roślin i parametrów siedliskowych dla ekotonów leśnych w zależności od stopnia przekształcenia siedlisk oraz w zależności od odległości od brzegu lasu dla transektów graniczących ze zbiornikami wodnymi, polami uprawnymi, terenami przemysłowymi. Dekompozycja wartości własnych dwóch osi. CI (%) – całkowita inercja (%), Korelacja L – korelacja pomiędzy tabelą	

pokrycia gatunków – tabela L, a osiami RLQ, IN/KN Ratio Q – stosunek inercji (tj. całkowitej wariancji objaśnianej przez osie RLQ) do maksymalnej inercji (wg. oddzielnej analizy tabeli R – tabela zmiennych środowiskowych), IN/KN Ratio R – stosunek inercji do maksymalnej inercji (wg. oddzielnej analizy tabeli Q – tabela cech funkcjonalnych roślin)..... 118

Tab. 27. Analiza fourth-corner dla RLQ ekotonów leśnych w zależności do stopnia przekształcenia siedlisk. Wybrane zależności istotne statystycznie. Cechy funkcjonalne roślin: Kenophytes – kenofity, Protection – rośliny objęte ochroną, Forest – rośliny starych lasów. Formy życiowe: A – hydrofity, C – rośliny niskopączkowe, G – geofity, H – rośliny naziemnopączkowe, M – makrofity, Na – nanofanerofity/ pseudofity, Hf – mikrofanerofity, Tf – terofity. Sposoby rozmnażania: se – rozmnażanie przez nasiona, sv – rozmnażanie przez nasiona i wegetatywnie, v – rozmnażanie wegetatywne. Sposoby rozsiewania: ab – hydrochoria/anemochoria, self – autochoria, zo – zoochoria. Strategie życiowe roślin: com – konkurenci, comrud – konkurenci/ruchliwe rośliny pionierskie, comstres - konkurenci/rośliny odporne na stres, csr – strategia mieszana, rud – ruchliwe rośliny pionierskie, stres - rośliny odporne na stres, stresrud – ruchliwe rośliny pionierskie odporne na stres. Wskaźniki ekologiczne: L – świetlny, T – termiczny, F – wilgotności gleby, K – kontynentalizmu, R – odczynu gleby, S – zasolenia, N – trofizmu gleby. Parametry siedliskowe: odl – odległość od granicy lasu, wys – wysokość n.p.m., nachylenie – nachylenie stoku, typ siedliskowy lasu: DicranoPinion/ AlnoUlmion/ Carpinionbetuli/ Fagionsylvaticae, typ – stopień przekształcenia siedlisk, FDis – dyspersja funkcjonalna, Fric – bogactwo różnorodności funkcjonalnej. Istotność statystyczna: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1 122

10. ZAŁĄCZNIKI

Załącznik 1. Wykaz stwierdzonych gatunków wraz z cechami funkcjonalnymi. Cechy funkcjonalne roślin: Kn – kenofity, Pr – rośliny objęte ochroną, Fo – rośliny starych lasów. Formy życiowe: A – hydrofity, C – rośliny niskopączkowe, G – geofity, H – rośliny naziemnopączkowe, M – makrofity, Na – nanofanerofity/ pseudofity, Hf – mikrofanerofity, Tf – terofity. Sposoby rozmnażania: se – rozmnażanie przez nasiona, sv – rozmnażanie przez nasiona i wegetatywnie, v – rozmnażanie wegetatywne. Sposoby rozsiewania: ab – hydrochoria/anemochoria, self – autochoria, zo – zoochoria. Strategie życiowe roślin: com – konkurenci, cr – konkurenci/ruchliwe rośliny pionierskie, cs - konkurenci/rośliny odporne na stres, csr – strategia mieszana, rud – ruchliwe rośliny pionierskie, stres - rośliny odporne na stres, sr – ruchliwe rośliny pionierskie odporne na stres. Wskaźniki ekologiczne: L – świetlny, T – termiczny, K – kontynentalizmu, F – wilgotności gleby, R – odczynu gleby, N – trofizmu gleby, S – zasolenia.

Gatunek	Kn	Pr	Fo	A	C	G	H	M	Na	Hf	Tf	se	sv	v	ab	self	zo	com	cr	cs	csr	rud	stres	sr	L	T	K	F	R	N	S
<i>Abies alba</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	3	5	4	0	0	0	0
<i>Acer campestre</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	5	6	4	5	7	6	0
<i>Acer platanoides</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	4	6	4	NA	NA	NA	0
<i>Acer pseudoplatanus</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	4	NA	4	6	NA	7	0
<i>Acorus calamus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	8	6	5	10	7	7	0
<i>Adoxa moschatellina</i>	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	5	0	5	6	7	8	0
<i>Aegopodium podagraria</i>	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	5	5	3	6	7	8	0
<i>Aesculus hippocastanum</i>	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
<i>Agrostis canina</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	9	5	5	9	3	2	0
<i>Agrostis capillaris</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	7	5	0	10	0	8	0
<i>Alnus glutinosa</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	5	5	3	9	6	NA	1
<i>Alnus incana</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	6	4	5	7	8	NA	0
<i>Anemone nemorosa</i>	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	3	5	0	0	0
<i>Athyrium filix-femina</i>	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	3	NA	3	7	NA	6	0
<i>Atrichum undulatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
<i>Betula pendula</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	7	NA	NA	NA	NA	NA	0
<i>Betula pubescens</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	7	NA	NA	8	3	3	0
<i>Bidens tripartita</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	8	6	0	9	0	8	0
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	3	5	3	5	6	6	0
<i>Brachythecium rutabulum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	6	5	4	5	4	5	0
<i>Calamagrostis epigejos</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	7	5	7	NA	NA	6	0
<i>Calamagrostis villosa</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	6	4	4	7	2	2	0
<i>Calla palustris</i>	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	6	6	6	9	6	4	0
<i>Calluna vulgaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	8	NA	3	NA	1	1	0
<i>Calystegia sepium</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	8	6	5	6	7	9	0
<i>Carex bohemica</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	9	6	5	8	6	4	0
<i>Carex brizoides</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	6	5	4	6	4	3	0
<i>Carex cespitosa</i>	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	6	6	7	9	6	4	0
<i>Carex elongata</i>	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	4	6	3	9	7	6	0
<i>Carex remota</i>	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	3	5	3	8	0	0	0
<i>Carex sylvatica</i>	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	5	3	5	6	5	0
<i>Carpinus betulus</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	4	6	4	0	0	0	0
<i>Centaurea jacea</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	7	0	5	0	0	0	0
<i>Cerastium holosteoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	6	0	0	5	0	5	1
<i>Cerasus avium</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
<i>Chelidonium majus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	6	6	0	5	0	8	0
<i>Circaea lutetiana</i>	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	4	5	3	6	7	7	0
<i>Cirsium palustre</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	7	5	3	8	4	3	0
<i>Clinopodium acinos</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	9	6	3	2	5	1	0
<i>Comarum palustre</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
<i>Conyza canadensis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	8	6	0	4	0	5	0
<i>Cornus sanguinea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	7	5	4	5	7	0	0
<i>Corylus avellana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	6	5	3	NA	NA	5	0
<i>Crataegus monogyna</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	7	5	3	4	8	4	0
<i>Crataegus rhpidophylla</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
<i>Cruciata glabra</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	7	6	4	5	7	5	0
<i>Cystopteris fragilis</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	5	0	3	7	8	4	0
<i>Deschampsia caespitosa</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	6	NA	NA	7	NA	3	0
<i>Deschampsia flexuosa</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
<i>Dicranum polysetum</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
<i>Dicranum scoparium</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA

<i>Populus tremula</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	6	5	5	5	NA	NA	0	
<i>Potamogeton natans</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	6	5	5	11	7	5	0	
<i>Potentilla reptans</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	6	6	3	6	7	5	0	
<i>Prunus serotina</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	6	6	0	5	0	NA	0	
<i>Prunus spinosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	7	5	5	4	7	0	0	
<i>Pseudoscleropodium purum</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	
<i>Pteridium aquilinum</i>	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	6	5	3	5	3	3	0	
<i>Pulmonaria obscura</i>	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	4	5	6	6	8	7	0	
<i>Quercus petraea</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	6	6	2	5	NA	NA	0	
<i>Quercus robur</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	7	6	6	NA	NA	NA	0	
<i>Quercus rubra</i>	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	
<i>Ranunculus acris</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	7	0	3	0	0	0	NA	
<i>Ranunculus nemorosus</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	6	0	4	5	6	0	0	
<i>Reyntria japonica</i>	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	6	2	8	5	7	0	
<i>Ribes rubrum</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	4	6	7	8	6	6	0	
<i>Robinia pseudoacacia</i>	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	5	6	4	4	0	0	8	0
<i>Rubus caesius</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	6	5	4	NA	8	7	0	
<i>Rubus hirtus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	7	4	4	5	NA	NA	NA	
<i>Rubus idaeus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	7	NA	NA	NA	NA	6	0	
<i>Rubus plicatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	7	5	4	5	2	3	0	
<i>Rubus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	
<i>Rudbeckia laciniata</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	7	6	5	8	7	7	0	
<i>Rumex acetosella</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	8	5	3	4	7	9	0	
<i>Rumex crispus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	7	5	3	7	0	5	0	
<i>Rumex obtusifolius</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	7	5	3	6	0	9	0	
<i>Salix caprea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	7	0	3	6	7	7	0	
<i>Salix cinerea</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	7	0	5	9	5	4	0	
<i>Salix sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	
<i>Salvinia natans</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	8	5	11	7	7	0	
<i>Sambucus nigra</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	7	5	3	5	NA	9	0	
<i>Scirpus sylvaticus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	6	5	4	8	4	4	0	
<i>Senecio nemorensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	4	7	6	0	8	0	
<i>Solanum dulcamara</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	7	5	0	8	0	8	0	
<i>Solidago canadensis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	8	6	5	0	0	6	0	
<i>Sorbus aucuparia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	6	NA	NA	NA	4	NA	0	
<i>Sphagnum fallax</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	
<i>Sphagnum sp.</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	
<i>Stachys sylvatica</i>	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	4	0	3	7	7	7	0	
<i>Stellaria longifolia</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	4	4	7	7	2	2	0	
<i>Stellaria media</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	6	NA	NA	NA	7	8	0	
<i>Stellaria nemorum</i>	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	4	0	4	7	5	7	0	
<i>Taraxacum officinale</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	7	0	0	5	0	7	1	
<i>Tilia cordata</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	5	5	4	5	0	5	0	
<i>Tilia platyphyllos</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	4	6	2	6	NA	7	0	
<i>Tragopogon pratensis</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	7	6	3	4	7	6	0	
<i>Trientalis europaea</i>	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	5	5	7	NA	3	2	0	
<i>Tussilago farfara</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	8	0	3	6	8	0	0	
<i>Typha angustifolia</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	8	7	5	10	7	7	1	
<i>Typha latifolia</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	8	6	5	10	7	8	1	
<i>Ulmus glabra</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	4	5	3	6	7	7	0	
<i>Urtica dioica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	6	7	9	0	
<i>Utricularia vulgaris</i>	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	7	0	0	12	6	6	NA	
<i>Vaccinium myrtillus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	5	NA	5	NA	2	3	0	
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	5	NA	5	4	2	1	0	
<i>Veronica chamaedrys</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	6	0	0	5	0	0	0	
<i>Vicia sylvatica</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	7	0	4	4	8	0	0	
<i>Viola hirta</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	6	5	5	3	8	2	0	
<i>Viola reichenbachiana</i>	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	4	NA	4	5	7	6	0	

Załącznik 2. Warunki siedliskowe pól badawczych: Odl. – odległość od brzegu lasu, Wys. – wysokość n.p.m [m], Nach. – nachylenie stoku [°], typ siedliskowy lasu: Dier.-Pin. – *Dicrano-Pinion*, Al. Ul. – *Alno-Ulmion*, Carp. bet. – *Carpinion betuli*, Fag. sylv. – *Fagion sylvaticae*, typ: 1 – transekty graniczące ze zbiornikami wodnymi, 2 – transekty graniczące z polami uprawnymi, 3 – transekty graniczące z terenami przemysłowymi, H – wskaźnik Shannona-Weinera, D – wskaźnik Simpsona, S – bogactwo gatunkowe, E – wskaźnik równomierności gatunkowej (evenness), FDis – dyspersja funkcjonalna, Fric – bogactwo różnorodności funkcjonalnej

Nr. pow.	Nazwa	Lokalizacja				Odl.	Wys.	Nach.	Dier.-Pin.	Al.-Ul.	Carp. bet.	Fag. sylv.	typ	H	D	S	E	FRic	FDis		
1	transekt w sąsiedztwie haldy kopalniowej „Janikowice” -04.08.2020	50° 1' 46" N	18° 33' 9" E	E	0	278,7	0	0	0	0	0	3	6	0,38688	0,11805	0,11805	0,11805	0,11805	0,11805		
		50° 1' 46" N	18° 33' 9" E	E	0	278,7	0	0	0	0	0	3	1,25526	0,31061	0,12186	0,12186	0,12186	0,12186	0,12186		
		50° 1' 46" N	18° 33' 9" E	E	0	278,7	0	0	0	0	0	3	1,23579	0,32684	0,12144	0,12144	0,12144	0,12144	0,12144	0,12144	
		50° 1' 46" N	18° 33' 9" E	E	5	278,8	6,84	0	0	0	0	1	3	1,06479	0,44501	0,10217	0,10217	0,10217	0,10217	0,10217	
		50° 1' 46" N	18° 33' 9" E	E	5	278,8	6,84	0	0	0	0	1	3	1,19255	0,34314	0,11180	0,11180	0,11180	0,11180	0,11180	0,11180
		50° 1' 46" N	18° 33' 9" E	E	5	278,8	6,84	0	0	0	0	1	3	1,22988	0,33103	0,11610	0,11610	0,11610	0,11610	0,11610	0,11610
		50° 1' 46" N	18° 33' 9" E	E	10	279,4	4,57	0	0	0	0	1	3	0,79676	0,48080	0,09764	0,09764	0,09764	0,09764	0,09764	0,09764
		50° 1' 46" N	18° 33' 9" E	E	10	279,4	4,57	0	0	0	0	1	3	1,25432	0,34624	0,16652	0,16652	0,16652	0,16652	0,16652	0,16652
		50° 1' 46" N	18° 33' 9" E	E	10	279,4	4,57	0	0	0	0	1	3	1,02204	0,40567	0,16495	0,16495	0,16495	0,16495	0,16495	0,16495
		50° 1' 46" N	18° 33' 9" E	E	20	280,3	5,71	0	0	0	0	1	3	1,61223	0,21353	0,15805	0,15805	0,15805	0,15805	0,15805	0,15805
		50° 1' 46" N	18° 33' 9" E	E	20	280,3	5,71	0	0	0	0	1	3	1,58635	0,23511	0,18346	0,18346	0,18346	0,18346	0,18346	0,18346
		50° 1' 46" N	18° 33' 9" E	E	20	280,3	5,71	0	0	0	0	1	3	1,47945	0,25290	0,16034	0,16034	0,16034	0,16034	0,16034	0,16034
		50° 1' 45" N	18° 33' 9" E	E	40	281,8	3,43	0	0	0	0	1	3	1,20265	0,37634	0,10602	0,10602	0,10602	0,10602	0,10602	0,10602
		50° 1' 45" N	18° 33' 9" E	E	40	281,8	3,43	0	0	0	0	1	3	1,51328	0,26561	0,12204	0,12204	0,12204	0,12204	0,12204	0,12204
		50° 1' 45" N	18° 33' 9" E	E	40	281,8	3,43	0	0	0	0	1	3	1,63748	0,22439	0,15673	0,15673	0,15673	0,15673	0,15673	0,15673
		50° 1' 44" N	18° 33' 9" E	E	60	283	2,29	0	0	0	0	1	3	1,01951	0,44609	0,09003	0,09003	0,09003	0,09003	0,09003	0,09003
		50° 1' 45" N	18° 33' 9" E	E	60	283	2,29	0	0	0	0	1	3	1,74320	0,19117	0,15569	0,15569	0,15569	0,15569	0,15569	0,15569
		50° 1' 44" N	18° 33' 9" E	E	60	283	2,29	0	0	0	0	1	3	1,78524	0,20058	0,16522	0,16522	0,16522	0,16522	0,16522	0,16522
		50° 1' 43" N	18° 33' 9" E	E	100	283,4	0	0	0	0	0	1	3	0,62830	0,67775	0,08778	0,08778	0,08778	0,08778	0,08778	0,08778
		50° 1' 43" N	18° 33' 9" E	E	100	283,4	0	0	0	0	0	1	3	1,13228	0,33200	0,12538	0,12538	0,12538	0,12538	0,12538	0,12538
		50° 1' 43" N	18° 33' 9" E	E	100	283,4	0	0	0	0	0	1	3	1,34986	0,30334	0,13218	0,13218	0,13218	0,13218	0,13218	0,13218
		50° 1' 41" N	18° 33' 9" E	E	150	282,8	12,41	0	0	0	0	1	3	1,14163	0,33048	0,15287	0,15287	0,15287	0,15287	0,15287	0,15287
		50° 1' 42" N	18° 33' 9" E	E	150	282,8	12,41	0	0	0	0	1	3	1,39626	0,30827	0,17368	0,17368	0,17368	0,17368	0,17368	0,17368
		50° 1' 41" N	18° 33' 9" E	E	150	282,8	12,41	0	0	0	0	1	3	1,57470	0,29032	0,14881	0,14881	0,14881	0,14881	0,14881	0,14881
		50° 1' 40" N	18° 33' 9" E	E	200	279,3	5,71	0	0	0	0	1	3	0,98934	0,43432	0,09530	0,09530	0,09530	0,09530	0,09530	0,09530
		50° 1' 40" N	18° 33' 9" E	E	200	279,3	5,71	0	0	0	0	1	3	0,46950	0,74109	0,08443	0,08443	0,08443	0,08443	0,08443	0,08443
		50° 1' 40" N	18° 33' 9" E	E	200	279,3	5,71	0	0	0	0	1	3	0,84754	0,46890	0,06534	0,06534	0,06534	0,06534	0,06534	0,06534
50° 1' 14" N	18° 15' 35" E	E	0	188	1,15	0	0	0	0	0	3	1,68642	0,21647	0,13389	0,13389	0,13389	0,13389	0,13389	0,13389		
50° 1' 14" N	18° 15' 35" E	E	0	188	1,15	0	0	0	0	0	3	1,42005	0,25437	0,13428	0,13428	0,13428	0,13428	0,13428	0,13428		
50° 1' 13" N	18° 15' 35" E	E	0	188	1,15	0	0	0	0	0	3	1,40004	0,26647	0,11368	0,11368	0,11368	0,11368	0,11368	0,11368		
50° 1' 13" N	18° 15' 35" E	E	5	188,1	2,29	0	0	0	0	0	3	1,60325	0,21536	0,13565	0,13565	0,13565	0,13565	0,13565	0,13565		
50° 1' 14" N	18° 15' 35" E	E	5	188,1	2,29	0	0	0	0	0	3	0,74811	0,49020	0,10418	0,10418	0,10418	0,10418	0,10418	0,10418		
50° 1' 13" N	18° 15' 35" E	E	5	188,1	2,29	0	0	0	0	0	3	1,35756	0,28061	0,16438	0,16438	0,16438	0,16438	0,16438	0,16438		
50° 1' 13" N	18° 15' 35" E	E	10	187,9	4,57	0	0	0	0	0	3	1,59939	0,23235	0,15637	0,15637	0,15637	0,15637	0,15637	0,15637		
50° 1' 13" N	18° 15' 35" E	E	10	187,9	4,57	0	0	0	0	0	3	0,95191	0,49948	0,11680	0,11680	0,11680	0,11680	0,11680	0,11680		
50° 1' 13" N	18° 15' 35" E	E	10	187,9	4,57	0	0	0	0	0	3	1,61397	0,23353	0,16277	0,16277	0,16277	0,16277	0,16277	0,16277		
50° 1' 13" N	18° 15' 35" E	E	20	187,3	1,15	0	0	0	0	0	3	0,11355	0,95974	0,01217	0,01217	0,01217	0,01217	0,01217	0,01217		
50° 1' 13" N	18° 15' 35" E	E	20	187,3	1,15	0	0	0	0	0	3	1,14482	0,34527	0,11726	0,11726	0,11726	0,11726	0,11726	0,11726		
50° 1' 13" N	18° 15' 35" E	E	20	187,3	1,15	0	0	0	0	0	3	0,86055	0,46156	0,09227	0,09227	0,09227	0,09227	0,09227	0,09227		
50° 1' 12" N	18° 15' 35" E	E	40	186,1	2,29	0	0	0	0	0	3	1,42016	0,25063	0,15482	0,15482	0,15482	0,15482	0,15482	0,15482		
50° 1' 12" N	18° 15' 35" E	E	40	186,1	2,29	0	0	0	0	0	3	1,22684	0,32933	0,11289	0,11289	0,11289	0,11289	0,11289	0,11289		
50° 1' 12" N	18° 15' 35" E	E	40	186,1	2,29	0	0	0	0	0	3	1,61657	0,22742	0,13584	0,13584	0,13584	0,13584	0,13584	0,13584		
50° 1' 12" N	18° 15' 35" E	E	60	189	4,57	0	0	0	0	0	3	1,41835	0,27192	0,09401	0,09401	0,09401	0,09401	0,09401	0,09401		
50° 1' 12" N	18° 15' 35" E	E	60	189	4,57	0	0	0	0	0	3	1,11154	0,36291	0,11707	0,11707	0,11707	0,11707	0,11707	0,11707		
50° 1' 12" N	18° 15' 35" E	E	60	189	4,57	0	0	0	0	0	3	1,62317	0,21749	0,11790	0,11790	0,11790	0,11790	0,11790	0,11790		
50° 1' 10" N	18° 15' 35" E	E	100	189,6	0	0	1	0	0	0	3	0,86478	0,46292	0,08015	0,08015	0,08015	0,08015	0,08015	0,08015		
50° 1' 10" N	18° 15' 35" E	E	100	189,6	0	0	1	0	0	0	3	1,61038	0,26330	0,13004	0,13004	0,13004	0,13004	0,13004	0,13004		
50° 1' 10" N	18° 15' 35" E	E	100	189,6	0	0	1	0	0	0	3	1,24083	0,35619	0,14314	0,14314	0,14314	0,14314	0,14314	0,14314		
50° 1' 9" N	18° 15' 35" E	E	150	189,7	0	0	1	0	0	0	3	1,53862	0,26923	0,10650	0,10650	0,10650	0,10650	0,10650	0,10650		
50° 1' 9" N	18° 15' 35" E	E	150	189,7	0	0	1	0	0	0	3	1,83739	0,17845	0,15164	0,15164	0,15164	0,15164	0,15164	0,15164		
50° 1' 9" N	18° 15' 35" E	E	150	189,7	0	0	1	0	0	0	3	1,67394	0,22635	0,13777	0,13777	0,13777	0,13777	0,13777	0,13777		
50° 1' 7" N	18° 15' 35" E	E	200	190,2	2,29	0	1	0	0	0	3	1,41358	0,31952	0,15967	0,15967	0,15967	0,15967	0,15967	0,15967		
50° 1' 7" N	18° 15' 35" E	E	200	190,2	2,29	0	1	0	0	0	3	1,24950	0,42861	0,11329	0,11329	0,11329	0,11329	0,11329	0,11329		
50° 1' 7" N	18° 15' 35" E	E	200	190,2	2,29	0	1	0	0	0	3	1,17164	0,43286	0,07826	0,07826	0,07826					

55		50° 15' 40"	N	18° 19' 0"	E	0	196,7	0	0	0	0	0	0	0	3	1,93292	0,17018	0,12736	0,12736	0,12736	0,12736
56		50° 15' 40"	N	18° 19' 0"	E	0	196,7	0	0	0	0	0	0	0	3	1,91437	0,17165	0,11737	0,11737	0,11737	0,11737
57		50° 15' 40"	N	18° 19' 0"	E	0	196,7	0	0	0	0	0	0	0	3	2,21124	0,13283	0,15100	0,15100	0,15100	0,15100
58		50° 15' 40"	N	18° 19' 0"	E	5	196,7	0	0	0	0	0	0	0	3	1,66607	0,24319	0,09907	0,09907	0,09907	0,09907
59		50° 15' 40"	N	18° 19' 0"	E	5	196,7	0	0	0	0	0	0	0	3	0,97480	0,53490	0,08907	0,08907	0,08907	0,08907
60		50° 15' 40"	N	18° 19' 0"	E	5	196,7	0	0	0	0	0	0	0	3	1,52583	0,26685	0,09748	0,09748	0,09748	0,09748
61		50° 15' 40"	N	18° 19' 0"	E	10	196,7	0	0	0	0	0	0	0	3	1,74006	0,20255	0,13092	0,13092	0,13092	0,13092
62		50° 15' 40"	N	18° 19' 0"	E	10	196,7	0	0	0	0	0	0	0	3	1,01665	0,51157	0,10276	0,10276	0,10276	0,10276
63		50° 15' 40"	N	18° 19' 0"	E	10	196,7	0	0	0	0	0	0	0	3	1,42078	0,36027	0,13274	0,13274	0,13274	0,13274
64		50° 15' 39"	N	18° 19' 0"	E	20	196,7	2,29	0	0	0	0	0	0	3	1,86041	0,17645	0,14136	0,14136	0,14136	0,14136
65		50° 15' 40"	N	18° 19' 0"	E	20	196,7	2,29	0	0	0	0	0	0	3	1,57859	0,29632	0,12743	0,12743	0,12743	0,12743
66		50° 15' 39"	N	18° 19' 0"	E	20	196,7	2,29	0	0	0	0	0	0	3	2,16598	0,12624	0,12813	0,12813	0,12813	0,12813
67		50° 15' 39"	N	18° 19' 0"	E	40	197,3	3,43	1	0	0	0	0	0	3	1,72516	0,22743	0,11409	0,11409	0,11409	0,11409
68		50° 15' 39"	N	18° 19' 0"	E	40	197,3	3,43	1	0	0	0	0	0	3	1,84554	0,20894	0,11568	0,11568	0,11568	0,11568
69		50° 15' 39"	N	18° 19' 0"	E	40	197,3	3,43	1	0	0	0	0	0	3	1,24368	0,47867	0,10057	0,10057	0,10057	0,10057
70		50° 15' 38"	N	18° 19' 0"	E	60	197,9	2,29	1	0	0	0	0	0	3	1,71119	0,21486	0,11228	0,11228	0,11228	0,11228
71		50° 15' 38"	N	18° 19' 0"	E	60	197,9	2,29	1	0	0	0	0	0	3	2,04800	0,15350	0,11856	0,11856	0,11856	0,11856
72		50° 15' 38"	N	18° 19' 0"	E	60	197,9	2,29	1	0	0	0	0	0	3	1,93990	0,17855	0,12060	0,12060	0,12060	0,12060
73		50° 15' 37"	N	18° 19' 0"	E	100	198,8	0	1	0	0	0	0	0	3	1,83907	0,19386	0,11305	0,11305	0,11305	0,11305
74		50° 15' 37"	N	18° 19' 0"	E	100	198,8	0	1	0	0	0	0	0	3	1,62755	0,21865	0,15974	0,15974	0,15974	0,15974
75		50° 15' 37"	N	18° 19' 0"	E	100	198,8	0	1	0	0	0	0	0	3	1,63718	0,24086	0,13823	0,13823	0,13823	0,13823
76		50° 15' 35"	N	18° 19' 0"	E	150	196,7	2,29	1	0	0	0	0	0	3	1,74641	0,23249	0,15185	0,15185	0,15185	0,15185
77		50° 15' 35"	N	18° 19' 0"	E	150	196,7	2,29	1	0	0	0	0	0	3	1,54241	0,25796	0,08942	0,08942	0,08942	0,08942
78		50° 15' 35"	N	18° 19' 0"	E	150	196,7	2,29	1	0	0	0	0	0	3	1,55049	0,28893	0,09480	0,09480	0,09480	0,09480
79		50° 15' 34"	N	18° 19' 0"	E	200	195	2,29	1	0	0	0	0	0	3	1,74329	0,22512	0,13407	0,13407	0,13407	0,13407
80		50° 15' 34"	N	18° 19' 0"	E	200	195	2,29	1	0	0	0	0	0	3	1,34505	0,32658	0,08564	0,08564	0,08564	0,08564
81		50° 15' 34"	N	18° 19' 0"	E	200	195	2,29	1	0	0	0	0	0	3	1,75456	0,24376	0,10637	0,10637	0,10637	0,10637
82		50° 6' 52"	N	19° 27' 41"	E	0	328,7	6,84	1	0	0	0	0	0	3	1,98542	0,15131	0,15095	0,15095	0,15095	0,15095
83		50° 6' 52"	N	19° 27' 41"	E	0	328,7	6,84	1	0	0	0	0	0	3	1,84147	0,19474	0,14269	0,14269	0,14269	0,14269
84		50° 6' 52"	N	19° 27' 41"	E	0	328,7	6,84	1	0	0	0	0	0	3	1,61575	0,26871	0,13374	0,13374	0,13374	0,13374
85		50° 6' 52"	N	19° 27' 41"	E	5	328,1	7,97	1	0	0	0	0	0	3	2,17259	0,14100	0,14572	0,14572	0,14572	0,14572
86		50° 6' 52"	N	19° 27' 41"	E	5	328,1	7,97	1	0	0	0	0	0	3	1,95550	0,16823	0,16180	0,16180	0,16180	0,16180
87		50° 6' 52"	N	19° 27' 41"	E	5	328,1	7,97	1	0	0	0	0	0	3	2,14082	0,15593	0,15598	0,15598	0,15598	0,15598
88		50° 6' 52"	N	19° 27' 41"	E	10	327,4	5,71	1	0	0	0	0	0	3	2,17893	0,13098	0,15327	0,15327	0,15327	0,15327
89		50° 6' 52"	N	19° 27' 41"	E	10	327,4	5,71	1	0	0	0	0	0	3	1,87907	0,17683	0,14191	0,14191	0,14191	0,14191
90		50° 6' 52"	N	19° 27' 41"	E	10	327,4	5,71	1	0	0	0	0	0	3	1,77944	0,21293	0,14473	0,14473	0,14473	0,14473
91		50° 6' 52"	N	19° 27' 41"	E	20	326,3	7,97	1	0	0	0	0	0	3	1,68043	0,25905	0,14190	0,14190	0,14190	0,14190
92		50° 6' 52"	N	19° 27' 41"	E	20	326,3	7,97	1	0	0	0	0	0	3	1,33173	0,34960	0,13248	0,13248	0,13248	0,13248
93		50° 6' 51"	N	19° 27' 41"	E	20	326,3	7,97	1	0	0	0	0	0	3	1,71299	0,21461	0,13875	0,13875	0,13875	0,13875
94		50° 6' 51"	N	19° 27' 41"	E	40	323,7	7,97	1	0	0	0	0	0	3	2,15823	0,13616	0,14887	0,14887	0,14887	0,14887
95		50° 6' 51"	N	19° 27' 41"	E	40	323,7	7,97	1	0	0	0	0	0	3	2,04434	0,14434	0,15931	0,15931	0,15931	0,15931
96		50° 6' 51"	N	19° 27' 41"	E	40	323,7	7,97	1	0	0	0	0	0	3	1,48248	0,36910	0,13037	0,13037	0,13037	0,13037
97		50° 6' 50"	N	19° 27' 41"	E	60	320,8	5,71	1	0	0	0	0	0	3	1,96472	0,16203	0,16363	0,16363	0,16363	0,16363
98		50° 6' 50"	N	19° 27' 41"	E	60	320,8	5,71	1	0	0	0	0	0	3	1,69375	0,22734	0,13373	0,13373	0,13373	0,13373
99		50° 6' 50"	N	19° 27' 41"	E	60	320,8	5,71	1	0	0	0	0	0	3	2,10403	0,13704	0,15995	0,15995	0,15995	0,15995
100		50° 6' 49"	N	19° 27' 41"	E	100	327,6	17,74	1	0	0	0	0	0	3	1,74969	0,20896	0,16492	0,16492	0,16492	0,16492
101		50° 6' 49"	N	19° 27' 41"	E	100	327,6	17,74	1	0	0	0	0	0	3	1,59255	0,26630	0,15722	0,15722	0,15722	0,15722
102		50° 6' 49"	N	19° 27' 41"	E	100	327,6	17,74	1	0	0	0	0	0	3	1,55155	0,28497	0,13665	0,13665	0,13665	0,13665
103		50° 6' 47"	N	19° 27' 41"	E	150	337,5	7,97	1	0	0	0	0	0	3	1,71257	0,21460	0,16050	0,16050	0,16050	0,16050
104		50° 6' 47"	N	19° 27' 41"	E	150	337,5	7,97	1	0	0	0	0	0	3	1,23368	0,32016	0,10609	0,10609	0,10609	0,10609
105		50° 6' 47"	N	19° 27' 41"	E	150	337,5	7,97	1	0	0	0	0	0	3	1,87511	0,18424	0,10941	0,10941	0,10941	0,10941
106		50° 6' 46"	N	19° 27' 41"	E	200	341,7	4,57	1	0	0	0	0	0	3	1,96450	0,15463	0,14800	0,14800	0,14800	0,14800
107		50° 6' 46"	N	19° 27' 41"	E	200	341,7	4,57	1	0	0	0	0	0	3	1,97628	0,16213	0,15801	0,15801	0,15801	0,15801
108		50° 6' 46"	N	19° 27' 41"	E	200	341,7	4,57	1	0	0	0	0	0	3	2,14029	0,13493	0,13946	0,13946	0,13946	0,13946
109		50° 20' 24"	N	18° 17' 59"	E	0	200,6	1,15	0	0	0	0	1	3	1,66684	0,20828	0,14248	0,14248	0,14248	0,14248	
110		50° 20' 24"	N	18° 17' 59"	E	0	200,6	1,15	0	0	0	0	1	3	1,02448	0,47350	0,12125	0,12125	0,12125	0,12125	
111		50° 20' 24"	N	18° 17' 59"	E	0	200,6	1,15	0	0	0	0	1	3	1,07807	0,44569	0,13237	0,13237	0,13237	0,13237	
112		50° 20' 24"	N	18° 17' 59"	E	5	200,7	2,29	0	0	0	0	1	3	1,31078	0,28395	0,14835	0,14835	0,14835	0,14835	
113		50° 20' 24"	N	18° 17' 59"	E	5	200,7	2,29	0	0	0	0	1	3	1,31078	0,28395	0,13278	0,13278	0,13278	0,13278	
114		50° 20' 24"	N	18° 17' 59"	E	5	200,7	2,29	0	0	0	0	1	3	1,01140	0,38889	0,07978	0,07978	0,07978	0,07978	
115		50° 20' 24"	N	18° 17' 59"	E	10	200,9	1,15	0	0	0	0	1	3	1,21289	0,33060	0,06588	0,06588	0,06588	0,06588	
116		50° 20' 24"	N	18° 17' 59"	E	10	200,9	1,15	0	0	0	0	1	3	0,89287	0,47911	0,07306	0,07306	0,07306	0,07306	
117		50° 20' 24"	N	18° 17' 59"	E	10	200,9	1,15	0	0	0	0	1	3	1,23044	0,33358	0,07178	0,07178	0,07178	0,07178	
118		50° 20' 23"	N	18° 17' 59"	E	20	201	2,29	0	0	0	0	1	3	1,02107						

136		50° 6' 26"	N	19° 23' 16"	E	0	262,6	7,97	1	0	0	0	3	1,48158	0,27081	0,13648	0,13648	0,13648	0,13648
137		50° 6' 26"	N	19° 23' 16"	E	0	262,6	7,97	1	0	0	0	3	1,32501	0,31832	0,14181	0,14181	0,14181	0,14181
138		50° 6' 26"	N	19° 23' 16"	E	0	262,6	7,97	1	0	0	0	3	1,38640	0,27622	0,12143	0,12143	0,12143	0,12143
139		50° 6' 26"	N	19° 23' 16"	E	5	263,3	11,31	1	0	0	0	3	1,68997	0,23925	0,14246	0,14246	0,14246	0,14246
140		50° 6' 26"	N	19° 23' 16"	E	5	263,3	11,31	1	0	0	0	3	1,42517	0,29707	0,11828	0,11828	0,11828	0,11828
141		50° 6' 26"	N	19° 23' 16"	E	5	263,3	11,31	1	0	0	0	3	1,84733	0,20225	0,12377	0,12377	0,12377	0,12377
142		50° 6' 26"	N	19° 23' 16"	E	10	264,3	4,57	1	0	0	0	3	2,10522	0,15864	0,16437	0,16437	0,16437	0,16437
143		50° 6' 26"	N	19° 23' 16"	E	10	264,3	4,57	1	0	0	0	3	1,28994	0,33974	0,11990	0,11990	0,11990	0,11990
144		50° 6' 26"	N	19° 23' 16"	E	10	264,3	4,57	1	0	0	0	3	2,22069	0,13536	0,15732	0,15732	0,15732	0,15732
145		50° 6' 26"	N	19° 23' 16"	E	20	265	6,84	1	0	0	0	3	2,38389	0,12075	0,14714	0,14714	0,14714	0,14714
146		50° 6' 26"	N	19° 23' 16"	E	20	265	6,84	1	0	0	0	3	1,89371	0,20307	0,09813	0,09813	0,09813	0,09813
147		50° 6' 26"	N	19° 23' 16"	E	20	265	6,84	1	0	0	0	3	2,37634	0,11937	0,16621	0,16621	0,16621	0,16621
148		50° 6' 25"	N	19° 23' 16"	E	40	266,3	1,15	1	0	0	0	3	2,35685	0,13864	0,16995	0,16995	0,16995	0,16995
149		50° 6' 25"	N	19° 23' 16"	E	40	266,3	1,15	1	0	0	0	3	1,81165	0,19500	0,11585	0,11585	0,11585	0,11585
150		50° 6' 25"	N	19° 23' 16"	E	40	266,3	1,15	1	0	0	0	3	2,25017	0,16464	0,15654	0,15654	0,15654	0,15654
151		50° 6' 24"	N	19° 23' 16"	E	60	267,4	3,43	1	0	0	0	3	2,06757	0,16540	0,13740	0,13740	0,13740	0,13740
152		50° 6' 24"	N	19° 23' 16"	E	60	267,4	3,43	1	0	0	0	3	1,80853	0,21582	0,20080	0,20080	0,20080	0,20080
153		50° 6' 24"	N	19° 23' 16"	E	60	267,4	3,43	1	0	0	0	3	2,24082	0,12619	0,17788	0,17788	0,17788	0,17788
154		50° 6' 23"	N	19° 23' 16"	E	100	270,6	1,15	0	0	0	1	3	1,59589	0,27492	0,18638	0,18638	0,18638	0,18638
155		50° 6' 23"	N	19° 23' 16"	E	100	270,6	1,15	0	0	0	1	3	1,14926	0,45727	0,15739	0,15739	0,15739	0,15739
156		50° 6' 23"	N	19° 23' 16"	E	100	270,6	1,15	0	0	0	1	3	1,70984	0,23295	0,15581	0,15581	0,15581	0,15581
157		50° 6' 21"	N	19° 23' 16"	E	150	272	2,29	0	0	0	1	3	1,44177	0,26505	0,20047	0,20047	0,20047	0,20047
158		50° 6' 22"	N	19° 23' 16"	E	150	272	2,29	0	0	0	1	3	1,30246	0,29012	0,15475	0,15475	0,15475	0,15475
159		50° 6' 21"	N	19° 23' 16"	E	150	272	2,29	0	0	0	1	3	1,27660	0,30334	0,14810	0,14810	0,14810	0,14810
160		50° 6' 20"	N	19° 23' 16"	E	200	274,7	4,57	0	0	0	1	3	2,02022	0,13849	0,17060	0,17060	0,17060	0,17060
161		50° 6' 20"	N	19° 23' 16"	E	200	274,7	4,57	0	0	0	1	3	1,47217	0,25494	0,10364	0,10364	0,10364	0,10364
162		50° 6' 20"	N	19° 23' 16"	E	200	274,7	4,57	0	0	0	1	3	2,11303	0,12809	0,15858	0,15858	0,15858	0,15858
163		50° 7' 6"	N	18° 39' 9"	E	0	270,8	2,29	1	0	0	0	2	1,88154	0,19860	0,11277	0,11277	0,11277	0,11277
164		50° 7' 6"	N	18° 39' 9"	E	0	270,8	2,29	1	0	0	0	2	2,03466	0,16146	0,14264	0,14264	0,14264	0,14264
165		50° 7' 6"	N	18° 39' 9"	E	0	270,8	2,29	1	0	0	0	2	2,06227	0,16469	0,11835	0,11835	0,11835	0,11835
166		50° 7' 6"	N	18° 39' 9"	E	5	271	0	1	0	0	0	2	1,68640	0,22573	0,12024	0,12024	0,12024	0,12024
167		50° 7' 6"	N	18° 39' 9"	E	5	271	0	1	0	0	0	2	1,90846	0,17817	0,12299	0,12299	0,12299	0,12299
168		50° 7' 6"	N	18° 39' 9"	E	5	271	0	1	0	0	0	2	1,57094	0,26259	0,10177	0,10177	0,10177	0,10177
169		50° 7' 6"	N	18° 39' 9"	E	10	271	3,43	1	0	0	0	2	1,18115	0,39912	0,11221	0,11221	0,11221	0,11221
170		50° 7' 6"	N	18° 39' 9"	E	10	271	3,43	1	0	0	0	2	1,35966	0,36681	0,12975	0,12975	0,12975	0,12975
171		50° 7' 6"	N	18° 39' 9"	E	10	271	3,43	1	0	0	0	2	0,85096	0,61776	0,09210	0,09210	0,09210	0,09210
172		50° 7' 6"	N	18° 39' 9"	E	20	270,7	0	1	0	0	0	2	0,89866	0,52649	0,12364	0,12364	0,12364	0,12364
173		50° 7' 6"	N	18° 39' 9"	E	20	270,7	0	1	0	0	0	2	1,37825	0,28776	0,16529	0,16529	0,16529	0,16529
174		50° 7' 6"	N	18° 39' 9"	E	20	270,7	0	1	0	0	0	2	0,94483	0,53538	0,12220	0,12220	0,12220	0,12220
175		50° 7' 5"	N	18° 39' 9"	E	40	270,6	1,15	1	0	0	0	2	0,89675	0,58460	0,12191	0,12191	0,12191	0,12191
176		50° 7' 5"	N	18° 39' 9"	E	40	270,6	1,15	1	0	0	0	2	0,67340	0,70437	0,09008	0,09008	0,09008	0,09008
177		50° 7' 5"	N	18° 39' 9"	E	40	270,6	1,15	1	0	0	0	2	1,49124	0,27083	0,14210	0,14210	0,14210	0,14210
178		50° 7' 4"	N	18° 39' 9"	E	60	270,8	0	1	0	0	0	2	1,08982	0,43884	0,11672	0,11672	0,11672	0,11672
179		50° 7' 5"	N	18° 39' 9"	E	60	270,8	0	1	0	0	0	2	1,03074	0,41305	0,11727	0,11727	0,11727	0,11727
180		50° 7' 4"	N	18° 39' 9"	E	60	270,8	0	1	0	0	0	2	0,55156	0,67807	0,06408	0,06408	0,06408	0,06408
181		50° 7' 3"	N	18° 39' 9"	E	100	270,7	2,29	1	0	0	0	2	0,96976	0,56774	0,10977	0,10977	0,10977	0,10977
182		50° 7' 3"	N	18° 39' 9"	E	100	270,7	2,29	1	0	0	0	2	1,58271	0,25424	0,12623	0,12623	0,12623	0,12623
183		50° 7' 3"	N	18° 39' 9"	E	100	270,7	2,29	1	0	0	0	2	1,04644	0,56553	0,07754	0,07754	0,07754	0,07754
184		50° 7' 1"	N	18° 39' 9"	E	150	270,9	1,15	1	0	0	0	2	1,23604	0,35098	0,12036	0,12036	0,12036	0,12036
185		50° 7' 2"	N	18° 39' 9"	E	150	270,9	1,15	1	0	0	0	2	1,42182	0,31022	0,10380	0,10380	0,10380	0,10380
186		50° 7' 1"	N	18° 39' 9"	E	150	270,9	1,15	1	0	0	0	2	1,30736	0,34843	0,11659	0,11659	0,11659	0,11659
187		50° 6' 60"	N	18° 39' 9"	E	200	270,6	0	1	0	0	0	2	1,22383	0,37603	0,12874	0,12874	0,12874	0,12874
188		50° 6' 60"	N	18° 39' 9"	E	200	270,6	0	1	0	0	0	2	1,30341	0,37729	0,10852	0,10852	0,10852	0,10852
189		50° 6' 60"	N	18° 39' 9"	E	200	270,6	0	1	0	0	0	2	1,22613	0,45666	0,10917	0,10917	0,10917	0,10917
190		49° 51' 37"	N	18° 48' 58"	E	0	269,7	1,15	0	1	0	0	1	1,60596	0,22089	0,09025	0,09025	0,09025	0,09025
191		49° 51' 37"	N	18° 48' 58"	E	0	269,7	1,15	0	1	0	0	1	1,40506	0,28590	0,11433	0,11433	0,11433	0,11433
192		49° 51' 37"	N	18° 48' 58"	E	0	269,7	1,15	0	1	0	0	1	1,52728	0,28307	0,13444	0,13444	0,13444	0,13444
193		49° 51' 37"	N	18° 48' 58"	E	5	269,8	3,43	0	1	0	0	1	1,32116	0,28912	0,16729	0,16729	0,16729	0,16729
194		49° 51' 37"	N	18° 48' 58"	E	5	269,8	3,43	0	1	0	0	1	1,51687	0,24926	0,17033	0,17033	0,17033	0,17033
195		49° 51' 37"	N	18° 48' 58"	E	5	269,8	3,43	0	1	0	0	1	1,22126	0,34891	0,15102	0,15102	0,15102	0,15102
196		49° 51' 37"	N	18° 48' 58"	E	10	269,5	2,29	0	1	0	0	1	0,54339	0,69884	0,08242	0,08242	0,08242	0,08242
197		49° 51' 37"	N	18° 48' 58"	E	10	269,5	2,29	0	1	0	0	1	1,16880	0,38872	0,14425	0,14425	0,14425	0,14425
198		49° 51' 37"	N	18° 48' 58"	E	10	269,5	2,29	0	1	0	0	1	1,69608	0,21829	0,16403	0,16403	0,16403	0,16403
199		49° 51' 36"	N	18° 48' 58"	E	20	269,7	1,15	0	1	0	0	1	1,74485	0,19803	0,14991	0,14991	0,14991	0,14991
200		49° 51' 36"	N	18° 48' 58"	E	20	269,7	1,15	0	1	0	0	1	0,38485	0,81023	0,05192	0,05192	0,05192	0,05192
201		49° 51' 36"	N	18° 48' 58"	E	20	269,7	1,15	0	1	0	0	1	1,31467	0,35975	0,10638	0,10638	0,10638	0,10638
202		49° 51' 36"	N	18° 48' 58"	E	40	269,6	1,15	0	1	0	0	1	0,59588	0,65387	0,06345	0,06345	0,06345	0,06345
203		49° 51' 36"	N	18° 48' 58"	E	40	269,6	1,15	0	1	0	0	1						

217	9. transekt przylegający do Jeziora Goczalkowickiego - 22.09.2020	49° 54' 50"	N	18° 53' 11"	E	0	254,7	11,31	0	1	0	0	1	1,98248	0,15446	0,11736	0,11736	0,11736	0,11736
218		49° 54' 50"	N	18° 53' 11"	E	0	254,7	11,31	0	1	0	0	1	2,25688	0,12786	0,13317	0,13317	0,13317	0,13317
219		49° 54' 50"	N	18° 53' 11"	E	0	254,7	11,31	0	1	0	0	1	2,00912	0,15759	0,12206	0,12206	0,12206	0,12206
220		49° 54' 50"	N	18° 53' 11"	E	5	255,7	6,84	0	1	0	0	1	2,08248	0,14244	0,12261	0,12261	0,12261	0,12261
221		49° 54' 50"	N	18° 53' 11"	E	5	255,7	6,84	0	1	0	0	1	2,27823	0,11102	0,12966	0,12966	0,12966	0,12966
222		49° 54' 50"	N	18° 53' 11"	E	5	255,7	6,84	0	1	0	0	1	1,74851	0,19136	0,11831	0,11831	0,11831	0,11831
223		49° 54' 50"	N	18° 53' 11"	E	10	256,3	2,29	0	1	0	0	1	2,03993	0,14157	0,09214	0,09214	0,09214	0,09214
224		49° 54' 50"	N	18° 53' 11"	E	10	256,3	2,29	0	1	0	0	1	1,27739	0,30452	0,08454	0,08454	0,08454	0,08454
225		49° 54' 50"	N	18° 53' 11"	E	10	256,3	2,29	0	1	0	0	1	0,42172	0,83191	0,03628	0,03628	0,03628	0,03628
226		49° 54' 50"	N	18° 53' 11"	E	20	256,6	1,15	0	1	0	0	1	0,96270	0,43601	0,12385	0,12385	0,12385	0,12385
227		49° 54' 50"	N	18° 53' 11"	E	20	256,6	1,15	0	1	0	0	1	0,94394	0,45337	0,08751	0,08751	0,08751	0,08751
228		49° 54' 49"	N	18° 53' 11"	E	20	256,6	1,15	0	1	0	0	1	1,56038	0,24464	0,11254	0,11254	0,11254	0,11254
229		49° 54' 49"	N	18° 53' 11"	E	40	257,2	1,15	0	1	0	0	1	0,55077	0,72269	0,04707	0,04707	0,04707	0,04707
230		49° 54' 49"	N	18° 53' 11"	E	40	257,2	1,15	0	1	0	0	1	0,78417	0,53702	0,07370	0,07370	0,07370	0,07370
231		49° 54' 49"	N	18° 53' 11"	E	40	257,2	1,15	0	1	0	0	1	0,97793	0,47173	0,03332	0,03332	0,03332	0,03332
232		49° 54' 48"	N	18° 53' 11"	E	60	257,7	2,29	0	1	0	0	1	0,19223	0,93112	0,01267	0,01267	0,01267	0,01267
233		49° 54' 48"	N	18° 53' 11"	E	60	257,7	2,29	0	1	0	0	1	0,76008	0,62765	0,03700	0,03700	0,03700	0,03700
234		49° 54' 48"	N	18° 53' 11"	E	60	257,7	2,29	0	1	0	0	1	0,26427	0,90495	0,01628	0,01628	0,01628	0,01628
235		49° 54' 47"	N	18° 53' 11"	E	100	257,9	4,57	0	1	0	0	1	0,17378	0,93121	0,01346	0,01346	0,01346	0,01346
236		49° 54' 47"	N	18° 53' 11"	E	100	257,9	4,57	0	1	0	0	1	0,44873	0,76373	0,02916	0,02916	0,02916	0,02916
237		49° 54' 47"	N	18° 53' 11"	E	100	257,9	4,57	0	1	0	0	1	0,76302	0,54042	0,07718	0,07718	0,07718	0,07718
238		49° 54' 45"	N	18° 53' 11"	E	150	258,4	1,15	0	1	0	0	1	0,54802	0,69507	0,04194	0,04194	0,04194	0,04194
239		49° 54' 45"	N	18° 53' 11"	E	150	258,4	1,15	0	1	0	0	1	0,71958	0,55409	0,10377	0,10377	0,10377	0,10377
240		49° 54' 45"	N	18° 53' 11"	E	150	258,4	1,15	0	1	0	0	1	0,41201	0,80056	0,02779	0,02779	0,02779	0,02779
241	49° 54' 44"	N	18° 53' 11"	E	200	258,2	1,15	0	1	0	0	1	1,42405	0,26349	0,07720	0,07720	0,07720	0,07720	
242	49° 54' 44"	N	18° 53' 11"	E	200	258,2	1,15	0	1	0	0	1	1,20476	0,33691	0,07875	0,07875	0,07875	0,07875	
243	49° 54' 43"	N	18° 53' 11"	E	200	258,2	1,15	0	1	0	0	1	1,36210	0,28672	0,07284	0,07284	0,07284	0,07284	
244	49° 58' 2"	N	18° 52' 31"	E	0	249,9	3,43	0	0	0	1	1	2,26991	0,12976	0,13465	0,13465	0,13465	0,13465	
245	49° 58' 3"	N	18° 52' 31"	E	0	249,9	3,43	0	0	0	1	1	2,34639	0,10787	0,14050	0,14050	0,14050	0,14050	
246	49° 58' 2"	N	18° 52' 31"	E	0	249,9	3,43	0	0	0	1	1	2,29893	0,12009	0,12840	0,12840	0,12840	0,12840	
247	49° 58' 2"	N	18° 52' 31"	E	5	250,2	0	0	0	0	1	1	1,50718	0,24180	0,13878	0,13878	0,13878	0,13878	
248	49° 58' 2"	N	18° 52' 31"	E	5	250,2	0	0	0	0	1	1	1,65291	0,21080	0,13049	0,13049	0,13049	0,13049	
249	49° 58' 2"	N	18° 52' 31"	E	5	250,2	0	0	0	0	1	1	1,78747	0,18285	0,14482	0,14482	0,14482	0,14482	
250	49° 58' 2"	N	18° 52' 31"	E	10	250,2	10,2	0	0	0	1	1	0,88140	0,55328	0,10388	0,10388	0,10388	0,10388	
251	49° 58' 2"	N	18° 52' 31"	E	10	250,2	10,2	0	0	0	1	1	1,14341	0,35540	0,10100	0,10100	0,10100	0,10100	
252	49° 58' 2"	N	18° 52' 31"	E	10	250,2	10,2	0	0	0	1	1	1,01263	0,44927	0,11130	0,11130	0,11130	0,11130	
253	49° 58' 2"	N	18° 52' 31"	E	20	251,8	4,57	0	0	0	1	1	0,56082	0,70920	0,05406	0,05406	0,05406	0,05406	
254	49° 58' 2"	N	18° 52' 31"	E	20	251,8	4,57	0	0	0	1	1	1,01021	0,45706	0,11475	0,11475	0,11475	0,11475	
255	49° 58' 2"	N	18° 52' 31"	E	20	251,8	4,57	0	0	0	1	1	1,21372	0,36878	0,11561	0,11561	0,11561	0,11561	
256	49° 58' 1"	N	18° 52' 31"	E	40	253,3	4,57	0	0	0	1	1	0,93886	0,49369	0,14808	0,14808	0,14808	0,14808	
257	49° 58' 1"	N	18° 52' 31"	E	40	253,3	4,57	0	0	0	1	1	0,90705	0,44238	0,12095	0,12095	0,12095	0,12095	
258	49° 58' 1"	N	18° 52' 31"	E	40	253,3	4,57	0	0	0	1	1	1,24954	0,35329	0,13501	0,13501	0,13501	0,13501	
259	49° 58' 0"	N	18° 52' 31"	E	60	254,5	0	0	0	0	1	1	1,83811	0,17789	0,13705	0,13705	0,13705	0,13705	
260	49° 58' 1"	N	18° 52' 31"	E	60	254,5	0	0	0	0	1	1	0,43099	0,81330	0,06614	0,06614	0,06614	0,06614	
261	49° 58' 0"	N	18° 52' 31"	E	60	254,5	0	0	0	0	1	1	1,09971	0,53552	0,11636	0,11636	0,11636	0,11636	
262	49° 57' 59"	N	18° 52' 31"	E	100	254,6	0	0	0	0	1	1	0,97679	0,52448	0,13201	0,13201	0,13201	0,13201	
263	49° 57' 59"	N	18° 52' 31"	E	100	254,6	0	0	0	0	1	1	0,82455	0,57343	0,13167	0,13167	0,13167	0,13167	
264	49° 57' 59"	N	18° 52' 31"	E	100	254,6	0	0	0	0	1	1	1,18967	0,40372	0,12626	0,12626	0,12626	0,12626	
265	49° 57' 58"	N	18° 52' 31"	E	150	254,7	0	0	0	0	1	1	1,20735	0,43069	0,13726	0,13726	0,13726	0,13726	
266	49° 57' 58"	N	18° 52' 31"	E	150	254,7	0	0	0	0	1	1	0,65855	0,71622	0,07523	0,07523	0,07523	0,07523	
267	49° 57' 57"	N	18° 52' 31"	E	150	254,7	0	0	0	0	1	1	1,50224	0,27945	0,12862	0,12862	0,12862	0,12862	
268	49° 57' 56"	N	18° 52' 31"	E	200	255,4	1,15	0	0	0	1	1	1,24397	0,45029	0,11841	0,11841	0,11841	0,11841	
269	49° 57' 56"	N	18° 52' 31"	E	200	255,4	1,15	0	0	0	1	1	1,16913	0,46614	0,11611	0,11611	0,11611	0,11611	
270	49° 57' 56"	N	18° 52' 31"	E	200	255,4	1,15	0	0	0	1	1	1,41841	0,37840	0,14763	0,14763	0,14763	0,14763	
271	50° 4' 27"	N	18° 49' 12"	E	0	266,8	1,15	0	0	0	0	2	2,12264	0,14336	0,10762	0,10762	0,10762	0,10762	
272	50° 4' 27"	N	18° 49' 12"	E	0	266,8	1,15	0	0	0	0	2	2,18733	0,13236	0,13457	0,13457	0,13457	0,13457	
273	50° 4' 27"	N	18° 49' 12"	E	0	266,8	1,15	0	0	0	0	2	2,13702	0,14488	0,13777	0,13777	0,13777	0,13777	
274	50° 4' 27"	N	18° 49' 12"	E	5	266,7	1,15	0	0	0	0	2	1,49736	0,31012	0,12920	0,12920	0,12920	0,12920	
275	50° 4' 27"	N	18° 49' 12"	E	5	266,7	1,15	0	0	0	0	2	1,28987	0,33303	0,16070	0,16070	0,16070	0,16070	
276	50° 4' 27"	N	18° 49' 12"	E	5	266,7	1,15	0	0	0	0	2	1,67781	0,27187	0,15040	0,15040	0,15040	0,15040	
277	50° 4' 27"	N	18° 49' 12"	E	10	266,6	0	0	0	0	0	2	1,90338	0,21122	0,12400	0,12400	0,12400	0,12400	
278	50° 4' 27"	N	18° 49' 12"	E	10	266,6	0	0	0	0	0	2	1,99338	0,16093	0,13101	0,13101	0,13101	0,13101	
279	50° 4' 27"	N	18° 49' 12"	E	10	266,6	0	0	0	0	0	2	2,33080	0,13106	0,15265	0,15265	0,15265	0,15265	
280	50° 4' 27"	N	18° 49' 11"	E	20	266,5	0	0	0	0	0	2	2,31064	0,13059	0,12172	0,12172	0,12172	0,12172	
281	50° 4' 27"	N	18° 49' 11"	E	20	266,5	0	0	0	0	0	2	1,97369	0,17828	0,12391	0,12391	0,12391	0,12391	
282	50° 4' 26"	N	18° 49' 11"	E	20	266,5	0	0	0	0	0	2	2,27606	0,13795	0,13278	0,13278	0,13278	0,13278	
283	50° 4' 26"	N	18° 49' 11"	E	40	266,6	1,15	0	0	0	0	2	1,58146	0,27011	0,13491	0,13491	0,13491	0,13491	
284	50° 4' 26"	N	18° 49' 11"	E	40	266,6	1,15	0	0	0	0	2	2,06016	0,15528	0,12239	0,12239	0,12239	0,12239	
285	50° 4' 26"	N	18° 49' 11"	E	40	266,6	1,15	0											

298		50° 7' 2"	N	18° 54' 39"	E	0	259,3	0	1	0	0	0	1	1,87485	0,19166	0,14940	0,14940	0,14940	0,14940
299		50° 7' 3"	N	18° 54' 39"	E	0	259,3	0	1	0	0	0	1	2,33452	0,11001	0,12134	0,12134	0,12134	0,12134
300		50° 7' 2"	N	18° 54' 39"	E	0	259,3	0	1	0	0	0	1	2,40838	0,10412	0,14368	0,14368	0,14368	0,14368
301		50° 7' 3"	N	18° 54' 37"	E	5	259,3	0	1	0	0	0	1	2,00176	0,17821	0,13808	0,13808	0,13808	0,13808
302		50° 7' 3"	N	18° 54' 37"	E	5	259,3	0	1	0	0	0	1	2,14782	0,14643	0,12951	0,12951	0,12951	0,12951
303		50° 7' 3"	N	18° 54' 37"	E	5	259,3	0	1	0	0	0	1	2,22480	0,13460	0,13240	0,13240	0,13240	0,13240
304		50° 7' 3"	N	18° 54' 37"	E	10	259,3	4,57	1	0	0	0	1	1,87487	0,17258	0,12725	0,12725	0,12725	0,12725
305		50° 7' 3"	N	18° 54' 37"	E	10	259,3	4,57	1	0	0	0	1	2,01277	0,15444	0,11224	0,11224	0,11224	0,11224
306		50° 7' 2"	N	18° 54' 37"	E	10	259,3	4,57	1	0	0	0	1	1,84126	0,20093	0,11310	0,11310	0,11310	0,11310
307		50° 7' 2"	N	18° 54' 37"	E	20	258,8	2,29	1	0	0	0	1	2,06097	0,14574	0,11272	0,11272	0,11272	0,11272
308		50° 7' 2"	N	18° 54' 37"	E	20	258,8	2,29	1	0	0	0	1	2,27332	0,11299	0,12941	0,12941	0,12941	0,12941
309		50° 7' 2"	N	18° 54' 37"	E	20	258,8	2,29	1	0	0	0	1	2,34148	0,10942	0,11765	0,11765	0,11765	0,11765
310		50° 7' 2"	N	18° 54' 36"	E	40	259	0	1	0	0	0	1	1,67040	0,25127	0,09885	0,09885	0,09885	0,09885
311		50° 7' 2"	N	18° 54' 36"	E	40	259	0	1	0	0	0	1	2,02149	0,15886	0,13305	0,13305	0,13305	0,13305
312		50° 7' 2"	N	18° 54' 36"	E	40	259	0	1	0	0	0	1	2,05543	0,15878	0,15761	0,15761	0,15761	0,15761
313		50° 7' 0"	N	18° 54' 35"	E	60	259,1	0	1	0	0	0	1	1,83950	0,18013	0,12842	0,12842	0,12842	0,12842
314		50° 7' 1"	N	18° 54' 35"	E	60	259,1	0	1	0	0	0	1	1,69279	0,25322	0,12583	0,12583	0,12583	0,12583
315		50° 7' 0"	N	18° 54' 35"	E	60	259,1	0	1	0	0	0	1	2,51072	0,09022	0,13703	0,13703	0,13703	0,13703
316		50° 6' 59"	N	18° 54' 35"	E	100	258,6	0	1	0	0	0	1	2,35037	0,10405	0,09962	0,09962	0,09962	0,09962
317		50° 6' 59"	N	18° 54' 35"	E	100	258,6	0	1	0	0	0	1	1,93143	0,18906	0,12457	0,12457	0,12457	0,12457
318		50° 6' 59"	N	18° 54' 35"	E	100	258,6	0	1	0	0	0	1	2,26836	0,13460	0,15074	0,15074	0,15074	0,15074
319		50° 6' 58"	N	18° 54' 35"	E	150	258,1	1,15	1	0	0	0	1	2,22490	0,12517	0,14166	0,14166	0,14166	0,14166
320		50° 6' 59"	N	18° 54' 35"	E	150	258,1	1,15	1	0	0	0	1	1,12187	0,40900	0,09215	0,09215	0,09215	0,09215
321		50° 6' 58"	N	18° 54' 35"	E	150	258,1	1,15	1	0	0	0	1	1,72075	0,24170	0,08782	0,08782	0,08782	0,08782
322		50° 6' 56"	N	18° 54' 36"	E	200	258,2	2,29	1	0	0	0	1	1,87782	0,18062	0,09679	0,09679	0,09679	0,09679
323		50° 6' 56"	N	18° 54' 36"	E	200	258,2	2,29	1	0	0	0	1	1,46626	0,26055	0,05339	0,05339	0,05339	0,05339
324		50° 6' 56"	N	18° 54' 36"	E	200	258,2	2,29	1	0	0	0	1	1,78860	0,21284	0,11418	0,11418	0,11418	0,11418
325		50° 7' 35"	N	18° 29' 43"	E	0	222,1	9,09	0	1	0	0	1	2,86056	0,06721	0,14836	0,14836	0,14836	0,14836
326		50° 7' 35"	N	18° 29' 43"	E	0	222,1	9,09	0	1	0	0	1	2,50913	0,09129	0,13915	0,13915	0,13915	0,13915
327		50° 7' 35"	N	18° 29' 43"	E	0	222,1	9,09	0	1	0	0	1	2,58736	0,08938	0,13472	0,13472	0,13472	0,13472
328		50° 7' 34"	N	18° 29' 45"	E	5	222,9	6,84	1	0	0	0	1	1,71783	0,23677	0,12729	0,12729	0,12729	0,12729
329		50° 7' 34"	N	18° 29' 45"	E	5	222,9	6,84	1	0	0	0	1	1,92457	0,18266	0,13387	0,13387	0,13387	0,13387
330		50° 7' 34"	N	18° 29' 45"	E	5	222,9	6,84	1	0	0	0	1	1,67874	0,26678	0,11221	0,11221	0,11221	0,11221
331		50° 7' 34"	N	18° 29' 45"	E	10	223,5	7,97	1	0	0	0	1	1,53763	0,25889	0,11652	0,11652	0,11652	0,11652
332		50° 7' 34"	N	18° 29' 45"	E	10	223,5	7,97	1	0	0	0	1	1,45504	0,27493	0,08806	0,08806	0,08806	0,08806
333		50° 7' 34"	N	18° 29' 45"	E	10	223,5	7,97	1	0	0	0	1	1,97506	0,16462	0,12197	0,12197	0,12197	0,12197
334		50° 7' 34"	N	18° 29' 45"	E	20	224,9	9,09	1	0	0	0	1	1,54978	0,23158	0,12024	0,12024	0,12024	0,12024
335		50° 7' 34"	N	18° 29' 45"	E	20	224,9	9,09	1	0	0	0	1	1,84069	0,19527	0,12214	0,12214	0,12214	0,12214
336		50° 7' 33"	N	18° 29' 45"	E	20	224,9	9,09	1	0	0	0	1	2,13233	0,14518	0,14186	0,14186	0,14186	0,14186
337		50° 7' 33"	N	18° 29' 43"	E	40	227,2	3,43	1	0	0	0	1	2,02890	0,16325	0,12468	0,12468	0,12468	0,12468
338		50° 7' 33"	N	18° 29' 43"	E	40	227,2	3,43	1	0	0	0	1	2,11148	0,14224	0,12852	0,12852	0,12852	0,12852
339		50° 7' 33"	N	18° 29' 43"	E	40	227,2	3,43	1	0	0	0	1	1,63857	0,27872	0,13358	0,13358	0,13358	0,13358
340		50° 7' 32"	N	18° 29' 43"	E	60	228,1	2,29	1	0	0	0	1	1,71109	0,25525	0,10834	0,10834	0,10834	0,10834
341		50° 7' 33"	N	18° 29' 43"	E	60	228,1	2,29	1	0	0	0	1	1,55439	0,37275	0,12668	0,12668	0,12668	0,12668
342		50° 7' 32"	N	18° 29' 43"	E	60	228,1	2,29	1	0	0	0	1	2,08617	0,17145	0,09733	0,09733	0,09733	0,09733
343		50° 7' 30"	N	18° 29' 43"	E	100	228,7	4,57	1	0	0	0	1	1,92863	0,19742	0,13169	0,13169	0,13169	0,13169
344		50° 7' 30"	N	18° 29' 43"	E	100	228,7	4,57	1	0	0	0	1	2,22353	0,14355	0,12742	0,12742	0,12742	0,12742
345		50° 7' 30"	N	18° 29' 43"	E	100	228,7	4,57	1	0	0	0	1	2,43672	0,13101	0,11835	0,11835	0,11835	0,11835
346		50° 7' 30"	N	18° 29' 44"	E	150	232,1	4,57	1	0	0	0	1	1,73317	0,24539	0,11426	0,11426	0,11426	0,11426
347		50° 7' 30"	N	18° 29' 44"	E	150	232,1	4,57	1	0	0	0	1	2,09674	0,15660	0,13717	0,13717	0,13717	0,13717
348		50° 7' 29"	N	18° 29' 44"	E	150	232,1	4,57	1	0	0	0	1	1,74385	0,30246	0,12256	0,12256	0,12256	0,12256
349		50° 7' 28"	N	18° 29' 46"	E	200	235	2,29	0	0	0	1	1,50129	0,28311	0,13611	0,13611	0,13611	0,13611	
350		50° 7' 28"	N	18° 29' 46"	E	200	235	2,29	0	0	0	1	1,64726	0,24062	0,13560	0,13560	0,13560	0,13560	
351		50° 7' 28"	N	18° 29' 46"	E	200	235	2,29	0	0	0	1	1,58967	0,25729	0,16732	0,16732	0,16732	0,16732	
352		50° 5' 22"	N	18° 40' 12"	E	0	245,1	6,84	0	0	0	1	2,55419	0,09153	0,13491	0,13491	0,13491	0,13491	
353		50° 5' 22"	N	18° 40' 12"	E	0	245,1	6,84	0	0	0	1	2,23142	0,12189	0,15694	0,15694	0,15694	0,15694	
354		50° 5' 22"	N	18° 40' 12"	E	0	245,1	6,84	0	0	0	1	2,48462	0,09115	0,15278	0,15278	0,15278	0,15278	
355		50° 5' 21"	N	18° 40' 12"	E	5	245,7	3,43	1	0	0	0	1	2,06853	0,15040	0,11108	0,11108	0,11108	0,11108
356		50° 5' 21"	N	18° 40' 12"	E	5	245,7	3,43	1	0	0	0	1	2,10503	0,14231	0,14132	0,14132	0,14132	0,14132
357		50° 5' 21"	N	18° 40' 12"	E	5	245,7	3,43	1	0	0	0	1	2,28629	0,12078	0,13028	0,13028	0,13028	0,13028
358		50° 5' 22"	N	18° 40' 13"	E	10	246	3,43	1	0	0	0	1	1,61114	0,23931	0,13547	0,13547	0,13547	0,13547
359		50° 5' 22"	N	18° 40' 13"	E	10	246	3,43	1	0	0	0	1	1,79584	0,20770	0,14369	0,14369	0,14369	0,14369
360		50° 5' 22"	N	18° 40' 13"	E	10	246	3,43	1	0	0	0	1	1,89015	0,17792	0,16623	0,16623	0,16623	0,16623
361		50° 5' 21"	N	18° 40' 13"	E	20	246,3	0	1	0	0	0	1	1,92684	0,17167	0,13828	0,13828	0,13828	0,13828
362		50° 5' 22"	N	18° 40' 13"	E	20	246,3	0	1	0	0	0	1	1,57194	0,24327	0,12095	0,12095	0,12095	0,12095
363		50° 5' 21"	N	18° 40' 13"	E	20	246,3	0	1	0	0	0	1	1,73953	0,20096	0,14621	0,14621	0,14621	0,14621
364		50° 5' 21"	N	18° 40' 14"	E	40	246,1	4,57	1	0	0	0	1	1,87197	0,18872	0,12495	0,12495	0,12495	0,12495
365		50° 5' 21"	N	18° 40' 14"	E	40	246,1	4,57	1	0	0	0	1	2,02487	0,17809	0,11101</			

379		50° 5' 30"	N	18° 40' 13"	E	0	247,3	2,29	1	0	0	0	1	2,80647	0,07276	0,16064	0,16064	0,16064	0,16064
380		50° 5' 31"	N	18° 40' 13"	E	0	247,3	2,29	1	0	0	0	1	2,20744	0,13084	0,14873	0,14873	0,14873	0,14873
381		50° 5' 30"	N	18° 40' 13"	E	0	247,3	2,29	1	0	0	0	1	2,51679	0,09265	0,13923	0,13923	0,13923	0,13923
382		50° 5' 31"	N	18° 40' 13"	E	5	247,5	2,29	1	0	0	0	1	1,97388	0,19512	0,11916	0,11916	0,11916	0,11916
383		50° 5' 31"	N	18° 40' 13"	E	5	247,5	2,29	1	0	0	0	1	2,28555	0,11707	0,12247	0,12247	0,12247	0,12247
384		50° 5' 31"	N	18° 40' 13"	E	5	247,5	2,29	1	0	0	0	1	2,21599	0,13139	0,13237	0,13237	0,13237	0,13237
385		50° 5' 31"	N	18° 40' 12"	E	10	247,7	2,29	1	0	0	0	1	1,83705	0,21268	0,14005	0,14005	0,14005	0,14005
386		50° 5' 31"	N	18° 40' 12"	E	10	247,7	2,29	1	0	0	0	1	2,17915	0,15581	0,13869	0,13869	0,13869	0,13869
387		50° 5' 31"	N	18° 40' 12"	E	10	247,7	2,29	1	0	0	0	1	2,17136	0,13333	0,14397	0,14397	0,14397	0,14397
388		50° 5' 31"	N	18° 40' 12"	E	20	248,1	4,57	1	0	0	0	1	2,21181	0,12466	0,14972	0,14972	0,14972	0,14972
389		50° 5' 31"	N	18° 40' 12"	E	20	248,1	4,57	1	0	0	0	1	2,30170	0,12015	0,14653	0,14653	0,14653	0,14653
390		50° 5' 31"	N	18° 40' 12"	E	20	248,1	4,57	1	0	0	0	1	2,36266	0,10836	0,13395	0,13395	0,13395	0,13395
391		50° 5' 31"	N	18° 40' 11"	E	40	249,1	1,15	1	0	0	0	1	1,73810	0,21835	0,12652	0,12652	0,12652	0,12652
392		50° 5' 31"	N	18° 40' 11"	E	40	249,1	1,15	1	0	0	0	1	2,06188	0,15186	0,13182	0,13182	0,13182	0,13182
393		50° 5' 31"	N	18° 40' 11"	E	40	249,1	1,15	1	0	0	0	1	2,06008	0,16492	0,13350	0,13350	0,13350	0,13350
394		50° 5' 31"	N	18° 40' 10"	E	60	250,2	4,57	1	0	0	0	1	1,62163	0,24970	0,12198	0,12198	0,12198	0,12198
395		50° 5' 31"	N	18° 40' 10"	E	60	250,2	4,57	1	0	0	0	1	2,13331	0,12721	0,11744	0,11744	0,11744	0,11744
396		50° 5' 31"	N	18° 40' 10"	E	60	250,2	4,57	1	0	0	0	1	2,09859	0,16107	0,12946	0,12946	0,12946	0,12946
397		50° 5' 32"	N	18° 40' 8"	E	100	252,5	4,57	1	0	0	0	1	1,76760	0,19864	0,11536	0,11536	0,11536	0,11536
398		50° 5' 32"	N	18° 40' 8"	E	100	252,5	4,57	1	0	0	0	1	1,62707	0,29634	0,11396	0,11396	0,11396	0,11396
399		50° 5' 32"	N	18° 40' 8"	E	100	252,5	4,57	1	0	0	0	1	1,96202	0,17778	0,12105	0,12105	0,12105	0,12105
400		50° 5' 32"	N	18° 40' 6"	E	150	254,9	1,15	1	0	0	0	1	1,98530	0,15111	0,10913	0,10913	0,10913	0,10913
401		50° 5' 32"	N	18° 40' 6"	E	150	254,9	1,15	1	0	0	0	1	2,22737	0,11790	0,11296	0,11296	0,11296	0,11296
402		50° 5' 32"	N	18° 40' 6"	E	150	254,9	1,15	1	0	0	0	1	2,22737	0,11790	0,11383	0,11383	0,11383	0,11383
403		50° 5' 32"	N	18° 40' 4"	E	200	255,7	0	1	0	0	0	1	2,05875	0,14724	0,13258	0,13258	0,13258	0,13258
404		50° 5' 32"	N	18° 40' 4"	E	200	255,7	0	1	0	0	0	1	1,89982	0,17838	0,13290	0,13290	0,13290	0,13290
405		50° 5' 31"	N	18° 40' 4"	E	200	255,7	0	1	0	0	0	1	2,18545	0,13639	0,13869	0,13869	0,13869	0,13869
406		50° 2' 41"	N	18° 31' 8"	E	0	265,2	3,43	0	0	1	0	2	1,76624	0,25834	0,16716	0,16716	0,16716	0,16716
407		50° 2' 41"	N	18° 31' 8"	E	0	265,2	3,43	0	0	1	0	2	1,74073	0,21555	0,12130	0,12130	0,12130	0,12130
408		50° 2' 41"	N	18° 31' 8"	E	0	265,2	3,43	0	0	1	0	2	2,19494	0,14752	0,11733	0,11733	0,11733	0,11733
409		50° 2' 41"	N	18° 31' 8"	E	5	264,9	9,09	0	0	1	0	2	1,78073	0,21142	0,17250	0,17250	0,17250	0,17250
410		50° 2' 41"	N	18° 31' 8"	E	5	264,9	9,09	0	0	1	0	2	1,62014	0,25888	0,14954	0,14954	0,14954	0,14954
411		50° 2' 41"	N	18° 31' 8"	E	5	264,9	9,09	0	0	1	0	2	1,75644	0,22938	0,16885	0,16885	0,16885	0,16885
412		50° 2' 41"	N	18° 31' 8"	E	10	264,1	11,31	0	0	1	0	2	0,76530	0,65485	0,08722	0,08722	0,08722	0,08722
413		50° 2' 41"	N	18° 31' 8"	E	10	264,1	11,31	0	0	1	0	2	1,89149	0,18465	0,13102	0,13102	0,13102	0,13102
414		50° 2' 41"	N	18° 31' 8"	E	10	264,1	11,31	0	0	1	0	2	1,45602	0,32192	0,13617	0,13617	0,13617	0,13617
415		50° 2' 41"	N	18° 31' 8"	E	20	262,1	11,31	0	0	1	0	2	1,21870	0,35230	0,14511	0,14511	0,14511	0,14511
416		50° 2' 41"	N	18° 31' 8"	E	20	262,1	11,31	0	0	1	0	2	1,55954	0,23825	0,14291	0,14291	0,14291	0,14291
417		50° 2' 40"	N	18° 31' 8"	E	20	262,1	11,31	0	0	1	0	2	1,86116	0,18550	0,15420	0,15420	0,15420	0,15420
418		50° 2' 40"	N	18° 31' 7"	E	40	258,1	7,97	0	0	1	0	2	1,54121	0,24772	0,14936	0,14936	0,14936	0,14936
419		50° 2' 40"	N	18° 31' 7"	E	40	258,1	7,97	0	0	1	0	2	1,65629	0,21885	0,13368	0,13368	0,13368	0,13368
420		50° 2' 39"	N	18° 31' 7"	E	40	258,1	7,97	0	0	1	0	2	1,21401	0,38972	0,13312	0,13312	0,13312	0,13312
421		50° 2' 39"	N	18° 31' 7"	E	60	256,2	2,29	0	0	1	0	2	1,78701	0,21282	0,14366	0,14366	0,14366	0,14366
422		50° 2' 39"	N	18° 31' 7"	E	60	256,2	2,29	0	0	1	0	2	1,73851	0,25357	0,14705	0,14705	0,14705	0,14705
423		50° 2' 39"	N	18° 31' 7"	E	60	256,2	2,29	0	0	1	0	2	1,96676	0,18140	0,11287	0,11287	0,11287	0,11287
424		50° 2' 38"	N	18° 31' 6"	E	100	258,2	22,78	0	0	1	0	2	0,61087	0,74123	0,09902	0,09902	0,09902	0,09902
425		50° 2' 38"	N	18° 31' 6"	E	100	258,2	22,78	0	0	1	0	2	0,96384	0,49584	0,08935	0,08935	0,08935	0,08935
426		50° 2' 38"	N	18° 31' 6"	E	100	258,2	22,78	0	0	1	0	2	0,29082	0,89853	0,03295	0,03295	0,03295	0,03295
427		50° 2' 36"	N	18° 31' 7"	E	150	272,6	13,5	0	0	1	0	2	1,15911	0,38976	0,07356	0,07356	0,07356	0,07356
428		50° 2' 36"	N	18° 31' 7"	E	150	272,6	13,5	0	0	1	0	2	0,95823	0,43966	0,09031	0,09031	0,09031	0,09031
429		50° 2' 36"	N	18° 31' 7"	E	150	272,6	13,5	0	0	1	0	2	0,68570	0,69826	0,08952	0,08952	0,08952	0,08952
430		50° 2' 35"	N	18° 31' 7"	E	200	276,3	1,15	0	0	1	0	2	0,98649	0,44540	0,11900	0,11900	0,11900	0,11900
431		50° 2' 35"	N	18° 31' 7"	E	200	276,3	1,15	0	0	1	0	2	1,13358	0,38364	0,13744	0,13744	0,13744	0,13744
432		50° 2' 35"	N	18° 31' 7"	E	200	276,3	1,15	0	0	1	0	2	0,85209	0,59232	0,11413	0,11413	0,11413	0,11413
433		49° 59' 46"	N	18° 24' 5"	E	0	249	6,84	0	0	1	0	2	2,46388	0,11140	0,12546	0,12546	0,12546	0,12546
434		49° 59' 46"	N	18° 24' 5"	E	0	249	6,84	0	0	1	0	2	1,75833	0,19968	0,08093	0,08093	0,08093	0,08093
435		49° 59' 46"	N	18° 24' 5"	E	0	249	6,84	0	0	1	0	2	1,47191	0,32509	0,12296	0,12296	0,12296	0,12296
436		49° 59' 46"	N	18° 24' 6"	E	5	249,6	1,15	0	0	1	0	2	1,94101	0,17161	0,12909	0,12909	0,12909	0,12909
437		49° 59' 46"	N	18° 24' 6"	E	5	249,6	1,15	0	0	1	0	2	2,06959	0,15412	0,13923	0,13923	0,13923	0,13923
438		49° 59' 46"	N	18° 24' 6"	E	5	249,6	1,15	0	0	1	0	2	2,11962	0,15818	0,14370	0,14370	0,14370	0,14370
439		49° 59' 46"	N	18° 24' 4"	E	10	249,5	1,15	0	0	1	0	2	1,60634	0,23247	0,16127	0,16127	0,16127	0,16127
440		49° 59' 46"	N	18° 24' 4"	E	10	249,5	1,15	0	0	1	0	2	1,02599	0,44304	0,13928	0,13928	0,13928	0,13928
441		49° 59' 46"	N	18° 24' 4"	E	10	249,5	1,15	0	0	1	0	2	1,79672	0,19814	0,16042	0,16042	0,16042	0,16042
442		49° 59' 46"	N	18° 24' 4"	E	20	249,7	1,15	0	0	1	0	2	0,59109	0,64119	0,06027	0,06027	0,06027	0,06027
443		49° 59' 46"	N	18° 24' 4"	E	20	249,7	1,15	0	0	1	0	2	0,69472	0,60166	0,10804	0,10804	0,10804	0,10804
444		49° 59' 46"	N	18° 24' 4"	E	20	249,7	1,15	0	0	1	0	2	0,80505	0,59592	0,08614	0,08614	0,08614	0,08614
445		49° 59' 45"	N	18° 24' 3"	E	40	250,1	1,15	0	0	1	0	2	1,76076	0,20797	0,12708	0,12708	0,12708	0,12708
446		49° 59' 45"	N	18° 24' 3"	E	40													

460	18. transekt w miejscowości Kopaniny - 06.09.2021	50° 6' 37"	N	18° 53' 46"	E	0	255,1	1,15	1	0	0	0	2	1,90877	0,17555	0,12991	0,12991	0,12991	0,12991
461		50° 6' 37"	N	18° 53' 46"	E	0	255,1	1,15	1	0	0	0	2	1,74270	0,21065	0,12597	0,12597	0,12597	0,12597
462		50° 6' 37"	N	18° 53' 46"	E	0	255,1	1,15	1	0	0	0	2	1,59612	0,26465	0,10487	0,10487	0,10487	0,10487
463		50° 6' 36"	N	18° 53' 47"	E	5	255,2	1,15	1	0	0	0	2	1,79368	0,21482	0,11433	0,11433	0,11433	0,11433
464		50° 6' 37"	N	18° 53' 47"	E	5	255,2	1,15	1	0	0	0	2	1,86876	0,19696	0,13300	0,13300	0,13300	0,13300
465		50° 6' 36"	N	18° 53' 47"	E	5	255,2	1,15	1	0	0	0	2	1,60222	0,27321	0,12485	0,12485	0,12485	0,12485
466		50° 6' 36"	N	18° 53' 46"	E	10	255,3	0	1	0	0	0	2	1,89984	0,19799	0,11940	0,11940	0,11940	0,11940
467		50° 6' 36"	N	18° 53' 46"	E	10	255,3	0	1	0	0	0	2	1,91641	0,18457	0,12317	0,12317	0,12317	0,12317
468		50° 6' 36"	N	18° 53' 46"	E	10	255,3	0	1	0	0	0	2	1,89087	0,20132	0,13916	0,13916	0,13916	0,13916
469		50° 6' 36"	N	18° 53' 46"	E	20	255,4	1,15	1	0	0	0	2	1,81820	0,21748	0,12228	0,12228	0,12228	0,12228
470		50° 6' 36"	N	18° 53' 46"	E	20	255,4	1,15	1	0	0	0	2	1,99605	0,17441	0,11644	0,11644	0,11644	0,11644
471		50° 6' 36"	N	18° 53' 46"	E	20	255,4	1,15	1	0	0	0	2	2,09179	0,17313	0,12180	0,12180	0,12180	0,12180
472		50° 6' 35"	N	18° 53' 46"	E	40	255,9	2,29	1	0	0	0	2	1,97651	0,19014	0,11755	0,11755	0,11755	0,11755
473		50° 6' 35"	N	18° 53' 46"	E	40	255,9	2,29	1	0	0	0	2	2,29041	0,12222	0,12943	0,12943	0,12943	0,12943
474		50° 6' 35"	N	18° 53' 46"	E	40	255,9	2,29	1	0	0	0	2	1,92421	0,18307	0,11010	0,11010	0,11010	0,11010
475		50° 6' 34"	N	18° 53' 46"	E	60	256,1	1,15	1	0	0	0	2	1,64562	0,21949	0,11381	0,11381	0,11381	0,11381
476		50° 6' 34"	N	18° 53' 46"	E	60	256,1	1,15	1	0	0	0	2	1,47378	0,24881	0,14225	0,14225	0,14225	0,14225
477		50° 6' 34"	N	18° 53' 46"	E	60	256,1	1,15	1	0	0	0	2	1,60038	0,23852	0,11955	0,11955	0,11955	0,11955
478		50° 6' 33"	N	18° 53' 45"	E	100	256,3	0	1	0	0	0	2	1,95198	0,17941	0,11622	0,11622	0,11622	0,11622
479		50° 6' 33"	N	18° 53' 45"	E	100	256,3	0	1	0	0	0	2	1,99049	0,20017	0,08683	0,08683	0,08683	0,08683
480		50° 6' 33"	N	18° 53' 45"	E	100	256,3	0	1	0	0	0	2	1,86123	0,21109	0,10080	0,10080	0,10080	0,10080
481		50° 6' 32"	N	18° 53' 45"	E	150	256,2	2,29	1	0	0	0	2	1,89768	0,17676	0,10537	0,10537	0,10537	0,10537
482		50° 6' 32"	N	18° 53' 45"	E	150	256,2	2,29	1	0	0	0	2	1,78814	0,19486	0,11615	0,11615	0,11615	0,11615
483		50° 6' 31"	N	18° 53' 45"	E	150	256,2	2,29	1	0	0	0	2	2,00410	0,15258	0,12549	0,12549	0,12549	0,12549
484		50° 6' 30"	N	18° 53' 47"	E	200	256,3	1,15	1	0	0	0	2	1,46570	0,28459	0,09022	0,09022	0,09022	0,09022
485		50° 6' 30"	N	18° 53' 47"	E	200	256,3	1,15	1	0	0	0	2	1,74300	0,23812	0,11057	0,11057	0,11057	0,11057
486		50° 6' 30"	N	18° 53' 47"	E	200	256,3	1,15	1	0	0	0	2	2,10311	0,15580	0,11574	0,11574	0,11574	0,11574
487		50° 5' 31"	N	18° 29' 7"	E	0	252,7	2,29	1	0	0	0	2	1,60618	0,24654	0,14820	0,14820	0,14820	0,14820
488		50° 5' 31"	N	18° 29' 7"	E	0	252,7	2,29	1	0	0	0	2	1,19837	0,36150	0,11205	0,11205	0,11205	0,11205
489		50° 5' 31"	N	18° 29' 7"	E	0	252,7	2,29	1	0	0	0	2	1,55704	0,27040	0,14962	0,14962	0,14962	0,14962
490		50° 5' 31"	N	18° 29' 7"	E	5	252,9	0	1	0	0	0	2	0,76971	0,49880	0,11777	0,11777	0,11777	0,11777
491		50° 5' 31"	N	18° 29' 7"	E	5	252,9	0	1	0	0	0	2	0,79087	0,48302	0,16204	0,16204	0,16204	0,16204
492		50° 5' 31"	N	18° 29' 7"	E	5	252,9	0	1	0	0	0	2	1,04604	0,41811	0,12386	0,12386	0,12386	0,12386
493		50° 5' 30"	N	18° 29' 8"	E	10	252,9	2,29	1	0	0	0	2	1,34038	0,33110	0,12402	0,12402	0,12402	0,12402
494		50° 5' 30"	N	18° 29' 8"	E	10	252,9	2,29	1	0	0	0	2	1,18005	0,37071	0,16165	0,16165	0,16165	0,16165
495		50° 5' 30"	N	18° 29' 8"	E	10	252,9	2,29	1	0	0	0	2	1,80126	0,18137	0,13772	0,13772	0,13772	0,13772
496		50° 5' 30"	N	18° 29' 6"	E	20	253,2	3,43	1	0	0	0	2	2,02980	0,14838	0,13909	0,13909	0,13909	0,13909
497		50° 5' 31"	N	18° 29' 6"	E	20	253,2	3,43	1	0	0	0	2	1,75320	0,18830	0,08944	0,08944	0,08944	0,08944
498		50° 5' 30"	N	18° 29' 6"	E	20	253,2	3,43	1	0	0	0	2	2,15727	0,13466	0,10821	0,10821	0,10821	0,10821
499		50° 5' 30"	N	18° 29' 5"	E	40	253,8	1,15	1	0	0	0	2	1,65699	0,22314	0,12652	0,12652	0,12652	0,12652
500		50° 5' 30"	N	18° 29' 5"	E	40	253,8	1,15	1	0	0	0	2	1,21841	0,41351	0,08962	0,08962	0,08962	0,08962
501		50° 5' 29"	N	18° 29' 5"	E	40	253,8	1,15	1	0	0	0	2	1,29545	0,36053	0,09575	0,09575	0,09575	0,09575
502		50° 5' 29"	N	18° 29' 4"	E	60	254,4	2,29	1	0	0	0	2	1,99718	0,17189	0,12346	0,12346	0,12346	0,12346
503		50° 5' 29"	N	18° 29' 4"	E	60	254,4	2,29	1	0	0	0	2	2,00973	0,17771	0,10250	0,10250	0,10250	0,10250
504		50° 5' 28"	N	18° 29' 4"	E	60	254,4	2,29	1	0	0	0	2	1,91807	0,20617	0,14244	0,14244	0,14244	0,14244
505		50° 5' 27"	N	18° 29' 3"	E	100	255,2	3,43	1	0	0	0	2	1,52074	0,29110	0,10906	0,10906	0,10906	0,10906
506		50° 5' 27"	N	18° 29' 3"	E	100	255,2	3,43	1	0	0	0	2	1,91040	0,20708	0,11033	0,11033	0,11033	0,11033
507	50° 5' 27"	N	18° 29' 3"	E	100	255,2	3,43	1	0	0	0	2	1,94317	0,23495	0,08708	0,08708	0,08708	0,08708	
508	50° 5' 26"	N	18° 29' 5"	E	150	255,5	1,15	1	0	0	0	2	2,52458	0,09466	0,14322	0,14322	0,14322	0,14322	
509	50° 5' 26"	N	18° 29' 5"	E	150	255,5	1,15	1	0	0	0	2	2,29442	0,11846	0,13552	0,13552	0,13552	0,13552	
510	50° 5' 26"	N	18° 29' 5"	E	150	255,5	1,15	1	0	0	0	2	1,85386	0,22894	0,12013	0,12013	0,12013	0,12013	
511	50° 5' 24"	N	18° 29' 5"	E	200	255,3	1,15	1	0	0	0	2	1,95863	0,18121	0,15362	0,15362	0,15362	0,15362	
512	50° 5' 24"	N	18° 29' 5"	E	200	255,3	1,15	1	0	0	0	2	1,81836	0,18913	0,10299	0,10299	0,10299	0,10299	
513	50° 5' 24"	N	18° 29' 5"	E	200	255,3	1,15	1	0	0	0	2	1,76906	0,24315	0,13995	0,13995	0,13995	0,13995	

Zał. 3 Charakterystyka powierzchni badawczych pod względem pokrycia gatunkowego. Dla gatunków drzewiastych, krzewiastych: a – warstwa drzew, b – warstwa krzewów. R – pole badawcze.

