



**INSTYTUT BADAWCZY  
LEŚNICTWA**



**STAN ZDROWOTNY LASÓW  
POLSKI W 2020 ROKU**

**Sękocin Stary, 2021**





## **INSTYTUT BADAWCZY LEŚNICTWA**

ZAKŁAD ZARZĄDZANIA ZASOBAMI LEŚNYMI

Symbole : UKD 630\* - 4  
PKT 60.29.00  
LKO 122;416.16

**Tytuł sprawozdania : Stan zdrowotny lasów Polski w 2020 roku.  
Synteza.**

**Rodzaj sprawozdania : etapowe**

**Zleceniodawca : GIOŚ, DGLP**

**Nr tematu : 540 221, 500 464**

**Nr umowy : GIOŚ/ZP/45/2021/DMS/NFOŚ , EO.271.3.1.2020**

**Tytuł tematu : Monitoring i ocena stanu zdrowotnego lasów w roku 2021  
(GIOŚ),**

**Monitoring Lasu – ocena stanu lasów w Polsce (DGLP)**



SFINANSOWANO ZE ŚRODKÓW  
NARODOWEGO FUNDUSZU  
OCHRONY ŚRODOWISKA  
I GOSPODARKI WODNEJ

**Kierownik projektu: Paweł Lech, Grzegorz Zajączkowski**

Wykonawcy: Andrzej Boczoń, Robert Hildebrand, Leszek Kluziński,  
Anna Kowalska, Paweł Lech, Jadwiga Małachowska, Jerzy Wawrzoniak,  
Grzegorz Zajączkowski

Kierownik Zakładu :

Dyrektor Instytutu:

Sękocin Stary, 31 października 2021

Monitoring lasu jest finansowany przez Ministerstwo Środowiska, Dyрекję Generalną Lasów Państwowych, Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej oraz Główny Inspektorat Ochrony Środowiska

Korekta tekstu : Joanna Szewczykiewicz, Danuta Lotz.

## SPIS TREŚCI

Wstęp – <i>Paweł Lech, Grzegorz Zajączkowski</i> .....	5
<b>Część I Program monitoringu lasów .....</b>	<b>7</b>
1. Program monitoringu lasów w 2020 roku – <i>Paweł Lech, Grzegorz Zajączkowski</i> ....	7
<b>Część II Monitoring lasów na stałych powierzchniach obserwacyjnych I rzędu .....</b>	<b>9</b>
2. Ocena poziomu zdrowotnego monitorowanych gatunków drzew w 2020 r. i porównanie w latach 2011–2020 – <i>Jadwiga Małachowska, Paweł Lech, Grzegorz Zajączkowski</i> .....	10
2.1. Zróżnicowanie kondycji zdrowotnej monitorowanych gatunków drzew ogółem w kraju w 2020 r. oraz w dziesięcioleciu 2011-2020 .....	10
2.2. Zróżnicowanie kondycji zdrowotnej monitorowanych gatunków drzew w zależności od wieku – 2020 r. ....	14
2.3. Kondycja zdrowotna drzew według lokalizacji powierzchni badawczych....	16
3. Ocena uszkodzeń drzew na stałych powierzchniach obserwacyjnych I rzędu monitoringu lasu w 2020 r. – <i>Paweł Lech</i> .....	22
3.1. Występowanie uszkodzeń drzew wg gatunków, wieku oraz lokalizacji powierzchni badawczych .....	22
3.2. Charakterystyka uszkodzeń pod względem lokalizacji w obrębie drzewa, występujących symptomów i głównych kategorii czynników sprawczych.....	24
4. Warunki wodne gleb na terenach leśnych Polski w 2020 r. i ich wpływ na stan zdrowotny lasów – <i>Andrzej Boczoń, Robert Hildebrand</i> .....	30
5. Stałe powierzchnie obserwacyjne monitoringu lasów na obszarach Natura 2000 – <i>Robert Hildebrand</i> .....	34
<b>Część III Badania na stałych powierzchniach obserwacyjnych monitoringu intensywnego (SPO MI) .....</b>	<b>36</b>
6. Warunki pogodowe na powierzchniach SPO MI w 2020 roku oraz w latach 2015-2020 – <i>Leszek Kluziński</i> .....	37
7. Poziom stężenia NO <sub>2</sub> i SO <sub>2</sub> w powietrzu na terenach leśnych – <i>Anna Kowalska</i> ....	40
7.1. Dwutlenek siarki .....	40
7.2. Dwutlenek azotu.....	41
7.3. Depozycja gazowych związków siarki i azotu.....	43
8. Wielkość depozytu wnoszonego z opadami atmosferycznymi na terenach leśnych – <i>Anna Kowalska</i> .....	45
9. Opady podkoronowe oraz spływ po pniu – <i>Anna Kowalska</i> .....	50
9.1. Opady podkoronowe .....	51
9.2. Spływ po pniu w drzewostanach bukowych .....	56
10. Roztwory glebowe – <i>Anna Kowalska</i> .....	57
11. Zmiany stężeń zanieczyszczeń gazowych, depozycji oraz składu roztworów glebowych po roku 2010 – <i>Anna Kowalska</i> .....	60
12. Literatura .....	63



## **WSTĘP – PAWEŁ LECH, GRZEGORZ ZAJĄCZKOWSKI**

Badania monitoringowe prowadzone są w Polsce w sieciach stałych powierzchni obserwacyjnych I i II rzędu (SPO I i II rzędu) oraz na powierzchniach monitoringu intensywnego (SPO MI). Dostarczają wiarygodnych informacji o głównych komponentach ekosystemów leśnych i procesach w nich zachodzących. Pozwalają one na ocenę aktualnego stanu zdrowotnego drzewostanów oraz identyfikację kierunków zmian tego stanu w czasie i przestrzeni pod wpływem zmieniających się warunków środowiska, zwłaszcza pogody i zanieczyszczeń powietrza. Badania monitoringu lasów są wypełnieniem przez Polskę postanowień Air Convention (konwencja o transgranicznym rozprzestrzenianiu się zanieczyszczeń powietrza na dalekie odległości, Genewa 1979) i dostarczają niezbędnych informacji do raportowania do Unii Europejskiej w ramach dyrektywy o dopuszczalnych poziomach emisji gazowych zanieczyszczeń (NEC Directive).

Deficyt wody dostępnej dla drzew pozostawał w ostatnich latach głównym czynnikiem kształtującym stan zdrowotny lasów w Polsce. Rok 2020 był jednak pod tym względem znacznie korzystniejszy niż lata poprzednie. Wykonane analizy klimatycznego bilansu wody całego roku wykazały brak niedoborów wody, a na znacznych obszarach występował nawet nadmiar wilgoci. W okresie wegetacyjnym niedobory wilgoci wyrażone klimatycznym bilansem wody półrocznym i liczbą dni o ograniczonej dostępności wody dla roślinności występowały tylko w zachodniej części Polski (lubuskie, część zachodniopomorskiego i zachodnia część Wielkopolski). Znacząca poprawa warunków wilgotnościowych oraz nieco niższe średnie temperatury sezonu wegetacyjnego w 2020 roku skutkowało zmniejszeniem średniej defoliacji większości głównych lasotwórczych gatunków drzew oraz mniejszą liczbą drzew zmarłych i usuniętych. Średnia defoliacja wszystkich drzew na stałych powierzchniach obserwacyjnych I rzędu zmniejszyła się o 0,3 punktu procentowego w stosunku do roku 2019 i wyniosła 23,1%, a dla dębu nawet o blisko 2 punkty procentowe, z 30,1 do 28,2%. Wskazuje to na poprawę stanu zdrowotnego drzewostanów w roku 2020 w porównaniu do roku wcześniejszego.

Badania monitoringowe prowadzone na powierzchniach monitoringu intensywnego (SPO MI) w 2020 roku potwierdziły trend zmniejszania się koncentracji zanieczyszczeń powietrza. Na każdej z badanych SPO MI w okresie 2010–2020 zanotowano spadek stężenia dwutlenku siarki. Największe spadki wystąpiły w rejonach górskich oraz w Polsce centralnej. W rejonach o niższym poziomie zanieczyszczeń gazowych (Polska północno-wschodnia) spadek stężenia SO<sub>2</sub> był mniejszy, ale także statystycznie istotny. Również

stężenia dwutlenku azotu w powietrzu w badanym okresie wykazywały trend spadkowy na wszystkich badanych powierzchniach SPO MI. Był on najsłabszy w północno-wschodniej Polsce, gdzie od lat stężenia  $\text{NO}_2$  w powietrzu utrzymują się na niskim poziomie w porównaniu z pozostałymi częściami kraju, zaś najsilniejszy na obszarach o najwyższych jego koncentracjach – w Polsce centralnej i na Górnym Śląsku. Niższym koncentracjom zanieczyszczeń powietrza towarzyszył w okresie 2010–2020 wzrost wartości pH opadów oraz spadek depozycji związków siarki i w mniejszym stopniu – związków azotu. Powyższe zmiany nie wpływały jednak znacząco na poprawę chemizmu roztworów glebowych. Na niektórych powierzchniach (Zawadzkie, Krotoszyn) odnotowano nawet pogorszenie warunków glebowych, co wyrażało się trendem wzrostowym stężeń glinu i malejącym – stężeń wapnia.

Prowadzone na SPO MI pomiary służą ocenie stopnia antropogenicznego zagrożenia ekosystemów zakwaszeniem i eutrofizacją. Podstawowe zagrożenie niosą związki siarki o działaniu zakwaszającym oraz związki azotu, działające zarówno zakwaszająco, jak i eutrofizująco. Wyniki prowadzonych badań monitoringu leśnego wskazują zwłaszcza na to drugie zjawisko, jako obecnie realne zagrożenie dla stabilności lasów w Polsce. Ryzyko eutrofizacji wyrażone przekraczaniem tzw. ładunków krytycznych azotu (wynoszących dla Polski od 7 do 15  $\text{kg N ha}^{-1}$ ) występowało w minionych latach na większości SPO MI, wskazując na nadmierną podaż tego pierwiastka. W konsekwencji, a także wskutek rosnących stężeń  $\text{CO}_2$  w powietrzu oraz wydłużonego sezonu wegetacyjnego, następuje z jednej strony przyśpieszony przyrost drzew, ale z drugiej zakłócone są symbiotyczne układy mykoryzowe w systemach korzeniowych drzew, co z kolei może powodować w dłuższej perspektywie niedobory w zaopatrzeniu drzew w związki odżywcze i być przyczyną ich niestabilności.

Zmiany klimatu w Polsce są faktem. Nie można przewidzieć, czy uda się je powstrzymać i, ewentualnie, kiedy to nastąpi. W tej sytuacji jedynym racjonalnym działaniem podejmowanym w celu utrzymania stabilności drzewostanów i podniesienia ich odporności na stresy w dłuższym okresie czasu są zabiegi hodowlane prowadzące do minimalizacji ryzyka ekologicznego przez zwiększenie różnorodności gatunkowej drzewostanów. Z punktu widzenia zwiększania akumulacji  $\text{CO}_2$  w biomasie korzystne byłoby szersze wykorzystanie odnowień naturalnych i podsadzeń oraz ograniczenie zrębów zupełnych, które wymagają pełnego przygotowania gleby powodującego uwalnianie  $\text{CO}_2$  z szybko rozkładającej się materii organicznej.



## CZEŚĆ I PROGRAM MONITORINGU LASÓW

### 1. PROGRAM MONITORINGU LASÓW W 2020 ROKU – *PAWEŁ LECH,* *GRZEGORZ ZAJĄCZKOWSKI*

Monitoring lasów ma na celu określenie zmienności przestrzennej i czasowej stanu zdrowotnego lasów oraz tendencji i dynamiki zmian zachodzących w ekosystemach leśnych Polski. W 2020 roku kontynuowano realizację długookresowych celów monitoringu lasów, takich jak:

- określenie rozkładu przestrzennego stanu zdrowotnego drzewostanów,
- porównanie stanu zdrowotnego lasów wyróżnionych kategoriami własności,
- analiza związków przyczynowo-skutkowych pomiędzy zdrowotnością lasów a czynnikami środowiska,
- identyfikacja głównych symptomów i przyczyn (biotycznych i abiotycznych) uszkodzeń drzew,
- określenie trendów zmian stanu zdrowotnego lasów w dziesięcioleciu 2010–2020.

W ramach programu monitoringu lasów corocznie przeprowadza się obserwacje stanu zdrowotnego drzewostanów (w wieku powyżej 20 lat) oraz symptomów i przyczyn uszkodzeń drzew na wszystkich dostępnych stałych powierzchniach obserwacyjnych I rzędu (sieć powierzchni 8 x 8 km) oraz na powierzchniach II rzędu. Rozszerzony zakres badań, pomiarów i obserwacji wykonuje się na stałych powierzchniach obserwacyjnych II rzędu (w cyklu 4-5 letnim, w 2020 r. nie realizowano tego typu zadań) i na stałych powierzchniach monitoringu intensywnego (coroczne pomiary meteorologiczne, pomiary depozycji gazowych związków siarki i azotu w powietrzu, wielkości oraz składu chemicznego opadów na otwartej przestrzeni i pod koronami drzew oraz składu chemicznego roztworów glebowych). Rycina 1.1. przedstawia lokalizację powierzchni badawczych na terach leśnych kraju.

W 2020 roku realizowano następujące badania, pomiary i obserwacje:

**1. Monitoring stanu zdrowotnego drzewostanów** – przeprowadzony na 2051 SPO I rzędu oraz na 133 SPO II rzędu. Zarejestrowano gatunek, wiek, pierśnicę, status oraz stanowisko biosocjalne 20 drzew próbnych. Obserwacje cech morfologicznych koron drzew dotyczyły następujących parametrów: defoliacji, odbarwienia, ocienienia korony, liczby roczników igliwia, długości igliwia lub wielkości liści, struktury przyrostu pędów, typu przerzedzenia korony, udziału martwych gałęzi, występowania pędów wtórnych, urodzaju nasion i intensywności kwitnienia.

**2. Monitoring symptomów i przyczyn uszkodzeń drzew** – przeprowadzony na 2051 SPO I rzędu i na 133 SPO II rzędu. Na 20 drzewach próbnych określono miejsce uszkodzenia na drzewie (w tym lokalizację uszkodzenia w obrębie korony), rodzaj symptomu uszkodzenia, kategorię i klasę czynnika sprawczego oraz rozmiar uszkodzenia.

**3. Monitoring parametrów meteorologicznych** – obejmował pomiary w pobliżu 12 SPO MI następujących parametrów: temperatury powietrza [°C] na wysokości 2 m i 0,5 m oraz przy gruncie (na wysokości 5 cm), temperatury gleby [°C] na głębokości 5 cm, 10 cm, 20 cm i 50 cm, wilgotności względnej powietrza [%] na wysokości 2 m, wilgotności gleby [ $\text{dm}^3/\text{m}^3$ ], promieniowania całkowitego [ $\text{W}/\text{m}^2$ ], prędkości wiatru [ $\text{m}/\text{s}$ ], kierunku wiatru [°] oraz opadu atmosferycznego [mm]. Pomiary były wykonywane przez automatyczne stacje meteorologiczne w cyklu ciągłym.

**4. Monitoring jakości powietrza atmosferycznego** – przeprowadzony w pobliżu 12 SPO MI. Punkty pomiarowe zlokalizowane były na terenach leśnych, w miejscach oddalonych od ściany lasu o co najmniej 50 m. Każdy punkt pomiarowy wyposażony był w 3 zmodyfikowane pasywne próbki Amaya-Krochmala umieszczone około 2,5 m nad powierzchnią gruntu, wymieniane co miesiąc. Pomiar koncentracji  $\text{SO}_2$  i  $\text{NO}_2$  [ $\mu\text{g m}^{-3}$ ] wykonywano metodą chromatografii jonowej.

**5. Monitoring depozytu zanieczyszczeń na otwartej przestrzeni** – przeprowadzony na 12 SPO MI. Punkty poboru próbek opadów zlokalizowane były w punktach pomiaru zanieczyszczeń gazowych. Kolektory umieszczano na wysokości około 2 m nad gruntem: latem były to pojemniki 5-litrowe wykonane z tworzywa chroniącego przed nagrzewaniem i dostępem światła słonecznego, zimą – otwarte pojemniki plastikowe 10-litrowe. Pobór próbek wykonywany był w cyklu miesięcznym.

**6. Monitoring chemizmu opadów podkoronowych (w tym spływu po pniu)** – obejmował pomiary na 12 SPO MI. Na każdej powierzchni w okresie letnim w cyklu miesięcznym pobierano próbki z 25 chwytników podkoronowych. Na dwóch SPO MI w drzewostanach bukowych pobierano również próbki spływu po pniu.

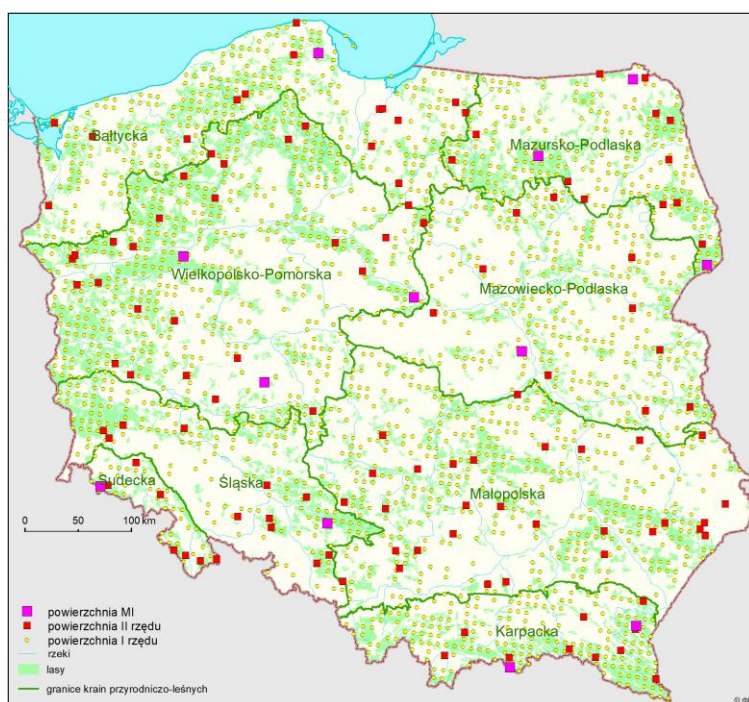
**7. Monitoring chemizmu roztworów glebowych** – przeprowadzony na 12 SPO MI. Wykonywano pobór próbek z 20 lizymetrów (rozmieszczonych po 10 na każdej z dwóch głębokości: 25 i 50 cm) w cyklu miesięcznym.

Analizy próbek opadów (z otwartej przestrzeni i podkoronowych) oraz roztworów glebowych pobranych na SPO MI obejmowały: pomiar objętości, przewodności elektrolitycznej właściwej (metodą konduktometryczną), pH (metodą potencjometryczną),

zasadowości w próbkach o pH wyższym niż 5 (metodą miareczkowania potencjometrycznego), określenie stężeń metali: Ca, Mg, K, Na, Al, Fe, Mn [ $\text{mg l}^{-1}$ ] (metodą emisyjnej spektrofotometrii atomowej ICP-OES), stężeń jonów:  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  [ $\text{mg l}^{-1}$ ] (metodą chromatografii jonowej), stężeń metali ciężkich Cd, Pb, Cu, Zn (metodą emisyjnej spektrometrii atomowej ICP-OES), stężenia RWO (metodą spektrofotometrii w zakresie podczerwieni IR) oraz stężenia azotu związanego (metodą chemiluminescencji).

## CZEŚĆ II MONITORING LASÓW NA STAŁYCH POWIERZCHNIACH OBSERWACYJNYCH I RZĘDU

Liczba stałych powierzchni obserwacyjnych I rzędu poddanych obserwacjom w 2020 roku wynosiła 2051 (ryc. 1.1). 1409 powierzchnie znajdowały się w lasach będących w zarządzie Lasów Państwowych, 534 powierzchnie – w lasach będących własnością osób fizycznych, 35 powierzchnie – w granicach parków narodowych, 73 powierzchnie – w lasach pozostałych form własności.



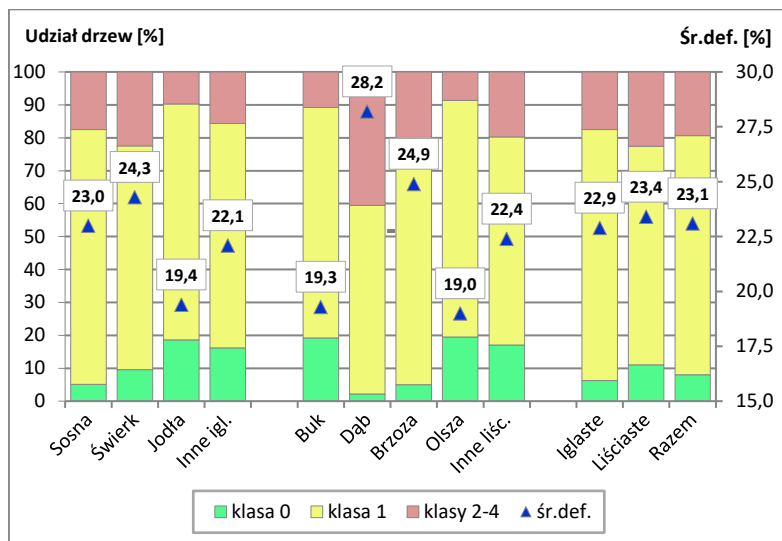
**Rycina 1.1.** Rozmieszczenie stałych powierzchni obserwacyjnych I i II rzędu oraz powierzchni monitoringu intensywnego (MI) w krainach przyrodniczo-leśnych (2020 rok)

Liczba powierzchni w lasach wszystkich form własności zawiera się w przedziale: 1) w układzie krain przyrodniczo-leśnych: od 39 w Krainie Sudeckiej do 492 w Krainie Wielko-polsko-Pomorskiej, 2) w układzie rdLP: od 70 w RDLP w Pile do 177 w RDLP w Olsztynie, 3) w układzie województw: od 40 w województwie opolskim do 215 w województwie mazowieckim.

Liczby powierzchni wg gatunku panującego w drzewostanie wynoszą: powierzchnie z dominacją sosny – 1223, świerka – 85, jodły – 50, innych iglastych – 21, buka – 81, dębu – 144, brzozy – 190, olszy – 147 oraz innych liściastych – 110.

## 2. OCENA POZIOMU ZDROWOTNEGO MONITOROWANYCH GATUNKÓW DRZEW W 2020 R. I PORÓWNANIE W LATACH 2011–2020 – JADWIGA MAŁACHOWSKA, PAWEŁ LECH, GRZEGORZ ZAJĄCZKOWSKI

Parametrami oceny kondycji zdrowotnej gatunków drzew są następujące charakterystyki: procentowy udział drzew zdrowych (klasa 0, defoliacja 0–10%), procentowy udział drzew silnie zdefoliowanych (o defoliacji powyżej 25%, klasy 2 do 4



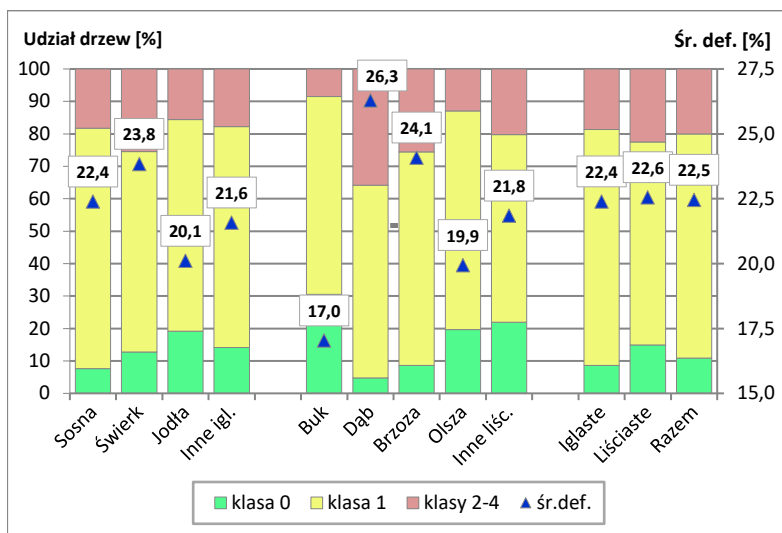
i drzewa martwe) oraz średnia defoliacja. Klasa ostrzegawcza (klasa 1, lekka defoliacja, od 11 do 25% defoliacji), będąca dopełnieniem dającym w sumie 100% drzew (po zsumowaniu klas 0, 1 i 2-4), w większości przypadków nie jest omawiana.

**Rycina 2.1.** Udział drzew [%] monitorowanych gatunków w klasach defoliacji oraz średnia defoliacja [%] w 2020 roku.

### 2.1. Zróźnicowanie kondycji zdrowotnej monitorowanych gatunków drzew ogółem w kraju w 2020 r. oraz w dziesięcioleciu 2011-2020

W 2020 r. średnia defoliacja wszystkich gatunków razem wynosiła 23,1%, iglastych – 22,9%, liściastych – 23,4%. Udział drzew zdrowych (do 10% defoliacji) gatunków razem wynosił 8,0%, udział drzew o defoliacji powyżej 25% – 19,4%. Gatunki liściaste charakteryzowały się wyższym udziałem drzew zdrowych (11,0%) oraz wyższym udziałem drzew silnie zdefoliowanych (22,6%) niż gatunki iglaste (odpowiednio: 6,2% i 17,5%). Udział drzew w klasie ostrzegawczej (drzewa o defoliacji od 11% do 25%) wynosił: gatunków razem – 72,6%, gatunków iglastych – 76,3%, a gatunków liściastych – 66,4% (ryc. 2.1).

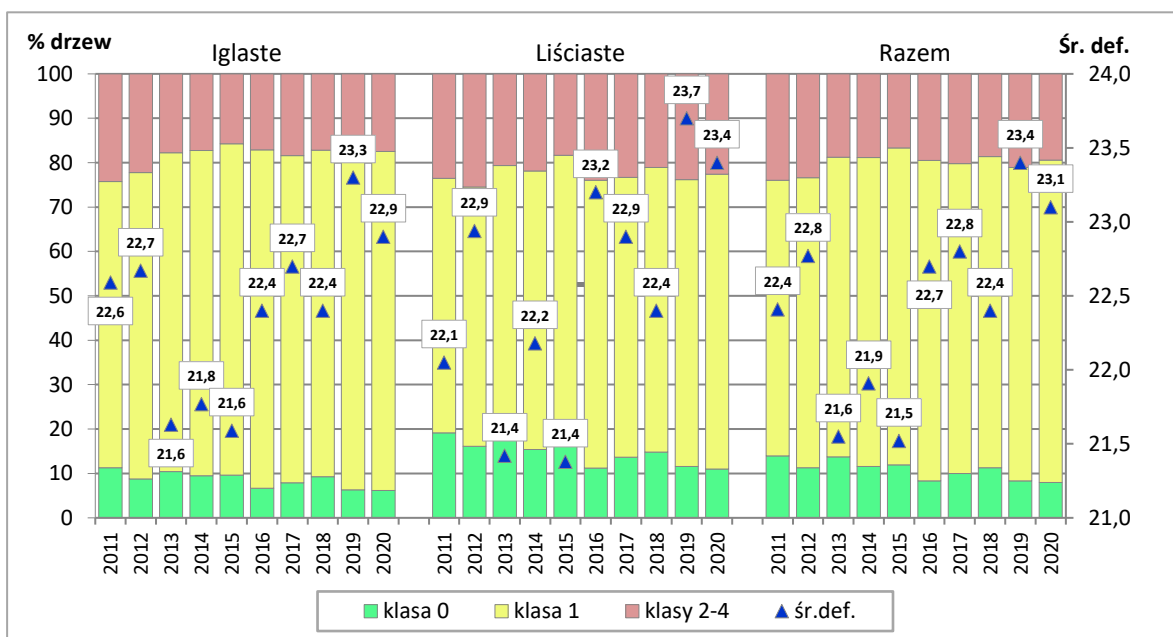
Przeciętna w dziesięcioleciu 2011-2020 wartość średniej defoliacji gatunków razem wynosiła 22,5%, gatunków iglastych – 22,4%, a gatunków liściastych – 22,6%. Średni udział drzew o defoliacji do 10% dla gatunków razem wynosił 10,8%, a średni udział drzew o defoliacji powyżej 25% – 20,0%. Gatunki liściaste charakteryzowały się wyższym średnim udziałem drzew zdrowych (14,9%) oraz wyższym średnim udziałem drzew silnie



**Rycina 2.2.** Udział drzew [%] monitorowanych gatunków w klasach defoliacji oraz średnia wartość średniej defoliacji [%] w dziesięcioleciu 2011-2020.

zdefoliowanych 22,5%) niż gatunki iglaste (8,6% i 18,7%). Średni udział drzew w klasie ostrzegawczej (drzewa o defoliacji od 11% do 25%) wynosił: gatunków razem – 69,1%, gatunków iglastych – 72,7%, a gatunków liściastych – 62,6% (ryc. 2.2).

Ogółem w skali kraju najlepszą kondycję drzew gatunków razem obserwowano w latach 2013–2015, najgorszą – w latach 2019–2020. W latach 2013–2015 udział drzew



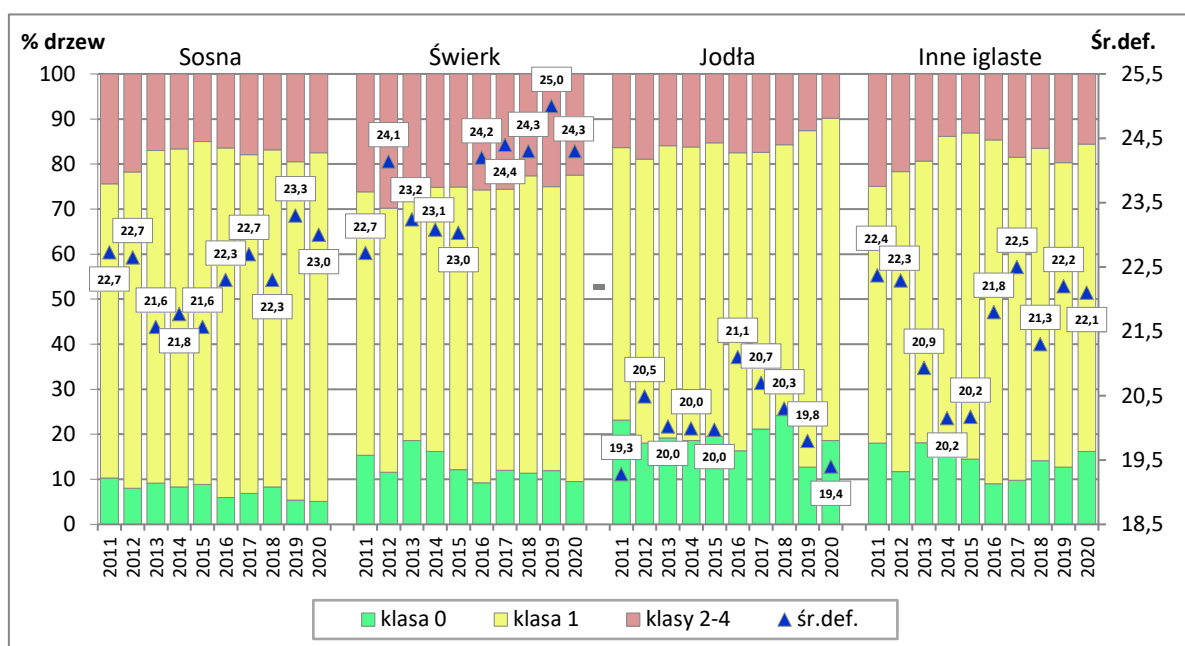
**Rycina 2.3.** Udział drzew [%] gatunków iglastych, liściastych i razem w klasach defoliacji oraz średnia defoliacja [%] w latach 2011–2020. Wiek powyżej 20 lat. Wszystkie formy własności.

zdrowych zawierał się w przedziale od 11,6% do 13,7%, udział drzew silnie zdefoliowanych – od 16,7% do 18,9%, a średnia defoliacja – od 21,5% do 21,9%. W latach 2019 i 2020 udział drzew zdrowych wynosił 8,3% i 8,0%, udział drzew silnie zdefoliowanych – 21,1% i 19,4%, a średnia defoliacja – 23,4% i 23,1%. (ryc. 2.3).

## Zmienność kondycji zdrowotnej drzew w kolejnych latach dziesięciolecia 2011-2020 była różna w zależności od gatunku

**Sosna** charakteryzowała się średnim poziomem zdrowotności, jej kondycja była najmniej zmienna w kolejnych latach dziesięciolecia. Najniższa średnia defoliacja drzew tego gatunku utrzymywała się w latach 2013–2015, a najwyższa – w latach 2019–2020 (ryc. 2.4).

Stan zdrowotny **świerka** w dziesięcioleciu był zły w porównaniu z innymi gatunkami. Względnie najniższa średnia defoliacja drzew tego gatunku utrzymywała się w latach 2011 oraz 2013–2015, a najwyższa – w 2019 roku (ryc. 2.4).



**Rycina 2.4.** Udział drzew gatunków iglastych w klasach defoliacji oraz średnia defoliacja [%] w latach 2011–2020. Wiek powyżej 20 lat. Wszystkie formy własności.

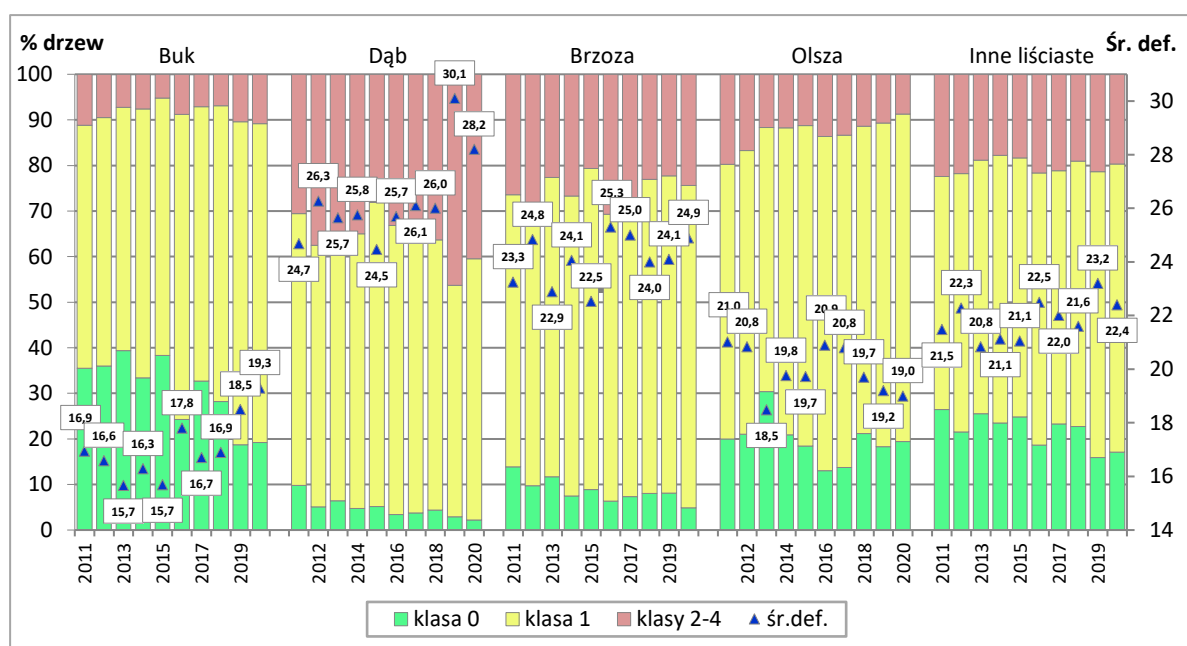
Kondycja **jodły** w dziesięcioleciu była porównywalna z kondycją olszy, ale jednocześnie bardziej stabilna w czasie. W 2011 r. jodła charakteryzowała się dobrą kondycją zdrowotną. W 2012 r. nastąpiło niewielkie pogorszenie kondycji, po którym przez następne trzy lata (2013–2015) nie odnotowano zmian. W 2016 roku nastąpiło kolejne niewielkie pogorszenie kondycji, a przez następne lata (2017–2020) następowała powolna poprawa i powrót do stanu z 2011 roku (ryc. 2.4).

**Gatunki ‘inne iglaste’** wraz z sosną i gatunkami ‘inne liściaste’ zaliczone zostały do grupy gatunków o średniej kondycji zdrowotnej. W latach 2011–2012, 2016–2017 i 2019–2020 średnia defoliacja drzew tej grupy gatunków utrzymywała się na wyrównanym podwyższonym poziomie (w porównaniu z pozostałymi latami dziesięciolecia). W latach 2013–2015 oraz w 2018 roku kondycja zdrowotna drzew tej grupy poprawiała się (ryc. 2.4).

**Buk.** W latach 2011–2012 stan koron buków utrzymywał się na średnim poziomie (w porównaniu z pozostałymi latami dziesięciolecia). W latach 2013 i 2015 kondycja poprawiała się, w 2014 roku nastąpiło niewielkie pogorszenie. W 2016 roku nastąpiło znaczne pogorszenie kondycji buków, w 2017 roku – wyraźna poprawa. W latach 2019–2020 kondycja ponownie ulegała pogorszeniu (ryc. 2.5).

**Olsza** w dziesięcioleciu charakteryzowała się dobrą kondycją wśród monitorowanych gatunków. W latach 2011–2012 kondycja zdrowotna olszy utrzymywała się na średnim poziomie (w porównaniu z pozostałymi latami dziesięciolecia). W 2013 roku stan koron tej grupy gatunków znacznie poprawił się, a w 2014 r. – lekko pogorszył. W 2016 roku nastąpiło znaczne pogorszenie kondycji olszy, a w 2018 roku – wyraźna poprawa, w latach 2019–2020 trend poprawy był kontynuowany (ryc. 2.5).

**Gatunki ‘inne liściaste’.** Najniższa defoliacja drzew tej grupy gatunków utrzymywała się w latach 2013–2015, a najwyższa – w 2019 roku (ryc. 2.5).



**Rycina 2.5.** Udział drzew gatunków liściastych w klasach defoliacji oraz średnia defoliacja [%] w latach 2011–2020.

**Brzoza** charakteryzowała się złą zdrowotnością w porównaniu z innymi gatunkami. Niższa średnia defoliacja drzew tego gatunku utrzymywała się w latach 2011, 2013 i 2015, wyższa – w latach 2018–2019, a najwyższa – w latach 2012, 2016–2017 i 2020 (ryc. 2.5).

**Dąb** cechował się najniższą zdrowotnością spośród badanych gatunków i grup gatunków w dziesięcioleciu 2011-2020. Niższą średnią defoliację dębów odnotowano w latach 2011 i 2015. W latach 2012–2014 i 2016–2018 defoliacja dębów była bardzo wysoka, a w latach 2019–2020 – najwyższa (ryc. 2.5).

Ogółem w dziesięcioleciu 2011–2020 kolejność gatunków od najzdrowszych do najbardziej uszkodzonych, ustalona na podstawie analizy trzech parametrów określających zdrowotność: średniej defoliacji, średniego udziału drzew zdrowych (do 10% defoliacji) i średniego udziału drzew uszkodzonych (powyżej 25% defoliacji), była następująca: buk << olsza, jodła < inne iglaste, inne liściaste, sosna < świerk, brzoza << dąb.

W 2020 r. kolejność gatunków wyglądała następująco: olsza, buk, jodła < inne iglaste, inne liściaste, sosna < świerk, brzoza << dąb.

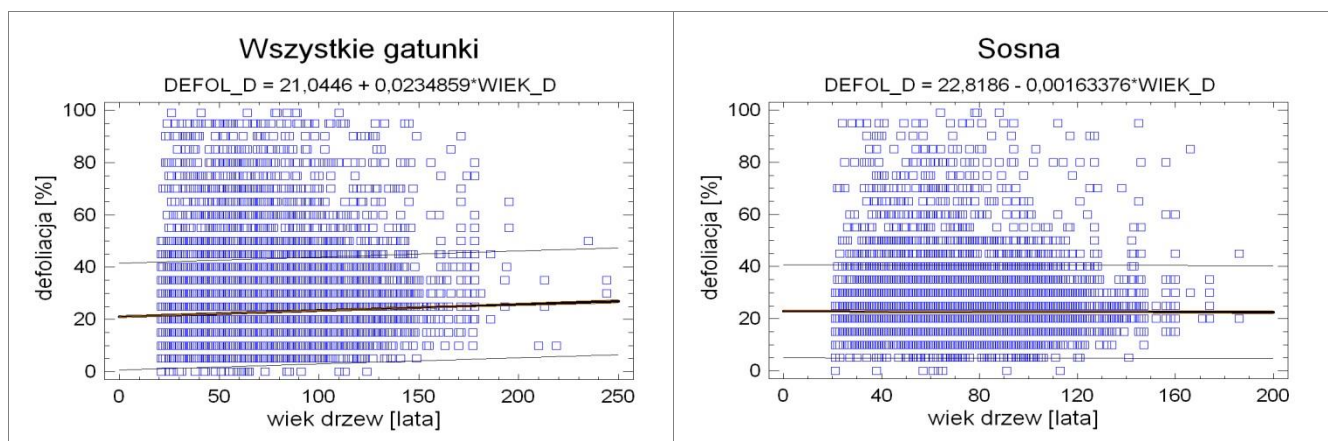
W latach 2011–2018 gatunkiem o najlepszej kondycji zdrowotnej był buk. W 2020 roku, na skutek stopniowego pogarszania się kondycji drzew tego gatunku w latach 2019–2020, oraz poprawy w tym okresie stanu koron jodeł i olszy nastąpiło zrównanie poziomu zdrowotności buka z poziomem zdrowotności olszy i jodły.

Przez cały okres dziesięciolecia wśród gatunków iglastych najzdrowsza była jodła, a najbardziej uszkodzony był świerk, natomiast wśród gatunków liściastych najzdrowszy był buk (od 2019 roku razem z olszą), a najbardziej uszkodzony – dąb. Sosna charakteryzowała najbardziej stabilną kondycją zdrowotną.

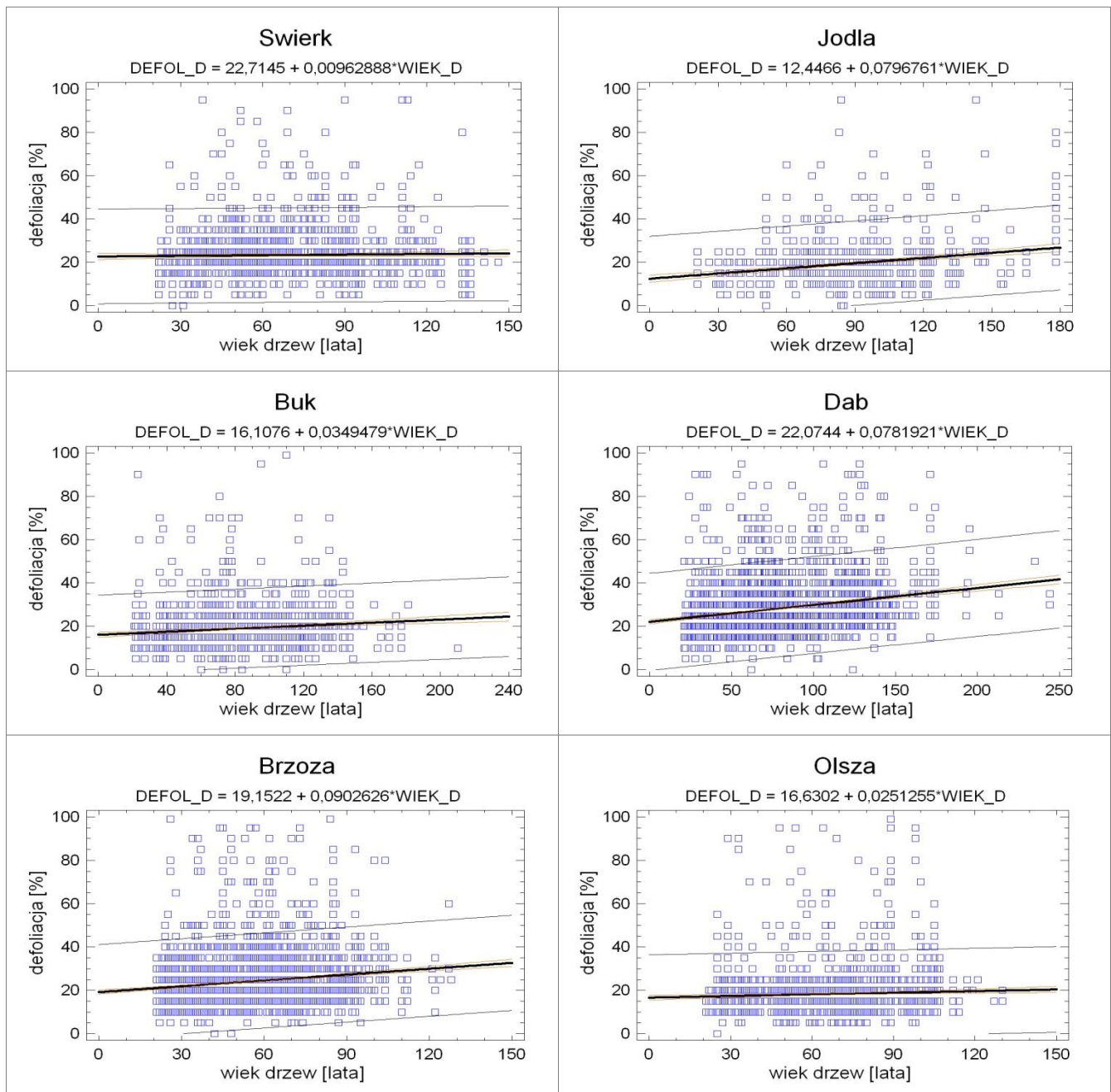
## 2.2. Zróżnicowanie kondycji zdrowotnej monitorowanych gatunków drzew w zależności od wieku – 2020 r.

Porównano kondycję zdrowotną (wyrażoną poziomem defoliacji) drzew młodszych (do 60 lat) i starszych (powyżej 60 lat) na tle stanu drzew w całym zakresie wiekowym (powyżej 20 lat). Wykonano analizę regresji defoliacji drzew w zależności od ich wieku dla 7 głównych lasotwórczych gatunków drzew (sosna, świerk, jodła, buk, dąb, brzoza i olsza) oraz dla wszystkich drzew łącznie (ryc. 2.6).

W 2020 roku ogółem dla wszystkich drzew objętych obserwacjami udział drzew zdrowych (do 10% defoliacji) wynosił 8,0%, udział drzew silnie zdefoliowanych (o defoliacji powyżej 25% oraz drzewa martwe) – 19,4%, a średnia defoliacja – 23,1%. Wśród drzew młodszych zanotowano 8,3% drzew zdrowych, 19,0% drzew silnie zdefoliowanych, a średnia defoliacja wynosiła 23,0%. Wśród drzew starszych udział drzew zdrowych wynosił 7,8%, udział drzew silnie zdefoliowanych – 19,6%, a średnia defoliacja – 23,2%.







**Rycina 2.6.** Defoliacja sosny, świerka, jodły, buka, dębu, brzozy, olszy i wszystkich drzew łącznie w zależności od wieku w 2020 r.

Taki układ udziału drzew zdrowych i uszkodzonych oraz średniej defoliacji w grupach wiekowych w zestawieniu ‘gatunki razem’ nie wskazuje na istnienie zależności pomiędzy kondycją zdrowotną drzew a ich wiekiem. W odniesieniu do gatunków ‘iglastych razem’ powyższa poszukiwana zależność również nie wystąpiła. Natomiast w grupie gatunków ‘liściastych razem’ wystąpiła słaba zależność pogarszania się kondycji zdrowotnej drzew wraz z wiekiem. Analiza regresji badająca zależność defoliacji wszystkich drzew od wieku dała zbliżone wyniki. Stwierdzono bardzo słabą pozytywną zależność, która jednakże była statystycznie istotna (ryc. 2.6).

Wśród **gatunków iglastych** znaczny spadek kondycji związany z wiekiem zaobserwowano dla gatunków ‘inne iglaste’, mniejszy – u jodły, słaby – u świerka. U sosny powyższa zależność nie wystąpiła. Analiza regresji wykazała, że w przypadku sosny i świerka takiej zależności pomiędzy defoliacją drzew i wiekiem nie było, natomiast w przypadku jodły była ona słaba i pozytywna, ale statystycznie istotna (ryc. 2.6).

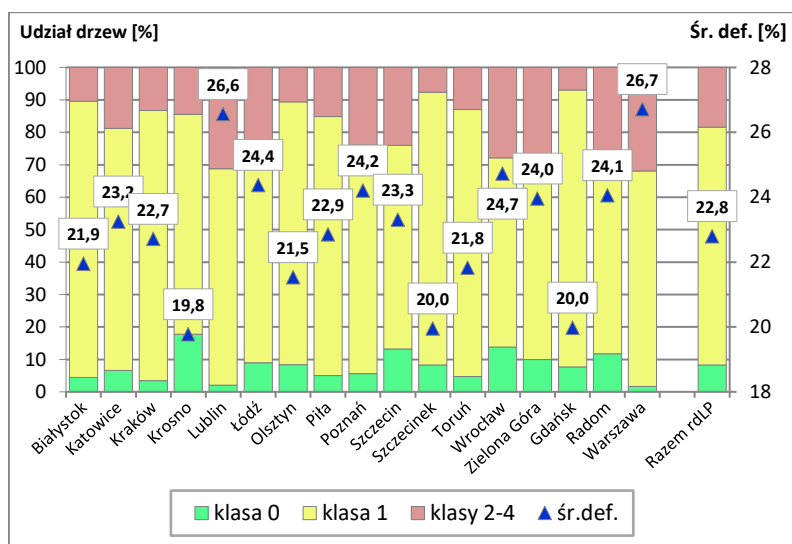
Wśród **gatunków liściastych** największy spadek kondycji związany z wiekiem zaobserwowano u dębów, duży – u brzozy, mniejszy – u buka. U olszy oraz gatunków z kategorii ‘inne liściaste’ powyższa zależność nie wystąpiła. Podobne wyniki dała analiza regresji – pozytywną ale słabą zależność defoliacji od wieku stwierdzono dla dębu, brzozy, buka oraz najslabszą, ale wciąż statystycznie istotną dla olszy (ryc. 2.6).

W 2020 roku spadek kondycji drzew związany z wiekiem (wyrażony wzrostem defoliacji wraz ze wzrostem wieku) był największy w przypadku dębów, mniejszy – u brzozy, jodły i domieszkowych gatunków iglastych, niewielki – u buka. W przypadku sosny, świerka, olszy i domieszkowych gatunków liściastych – poszukiwana zależność nie została potwierdzona.

### 2.3. Kondycja zdrowotna drzew według lokalizacji powierzchni badawczych

#### Kondycja zdrowotna drzew (gatunki razem) w układzie regionalnych dyrekcji Lasów Państwowych w 2020 roku

Najzdrowsze okazały się drzewa w lasach w rdLP w Krośnie, Szczecinku i Gdańsku. Udział drzew zdrowych wynosił odpowiednio: 7%, 8,3% i 7,7%, udział silnie zdefoliowanych: 14,5%, 7,7% i 7,0%, a średnia defoliacja: 19,8%, 20,0% i 20,0% (ryc. 2.7).



**Rycina 2.7.** Udział drzew [%] monitorowanych gatunków łącznie w klasach defoliacji oraz średnia defoliacja [%] w układzie regionalnych dyrekcji Lasów Państwowych (lasy w zarządzie LP) w 2020 r.

Niewiele gorszą kondycją charakteryzowały się drzewa w lasach w rdLP w Olsztynie, Toruniu i Białymstoku. Udział drzew zdrowych wynosił odpowiednio: 8,4%, 4,7% i 4,4%, udział drzew o defoliacji powyżej 25%: 10,6%, 13,0% i 10,4%, a średnia defoliacja: 21,5%, 21,8% i 21,9%. Dobry stan

zdrowotny drzew zarejestrowano w lasach w rdLP w Krakowie i w Pile (3,4% i 5,0% drzew zdrowych, 13,3% i 15,2% drzew

uszkodzonych oraz 22,7% i 22,9% drzew o średniej defoliacji). Średnią kondycję zdrowotną drzew zanotowano w lasach w rdLP w Katowicach i Szczecinie (6,6% i 13,2% drzew zdrowych, 18,8% i 24,0% drzew silnie zdefoliowanych oraz 23,2% i 23,3% średniej defoliacji).

Lasy w rdLP: w Zielonej Górze, Radomiu, Poznaniu, Łodzi i Wrocławiu charakteryzowały się wysokim poziomem defoliacji drzew. Udział drzew zdrowych zawierał się w przedziale od 5,6% do 13,8%, udział drzew silnie zdefoliowanych – od 23,9% do 27,9%, a średnia defoliacja – od 24,0% do 24,7%.

Najsilniej zdefoliowane były drzewa w lasach rdLP w Lublinie i Warszawie. Zanotowano tu najniższe udziały drzew zdrowych (2,1% i 1,7%), najwyższe udziały drzew o defoliacji powyżej 25% (31,2% i 31,9%) oraz najwyższą średnią defoliację (26,6% i 26,7%).

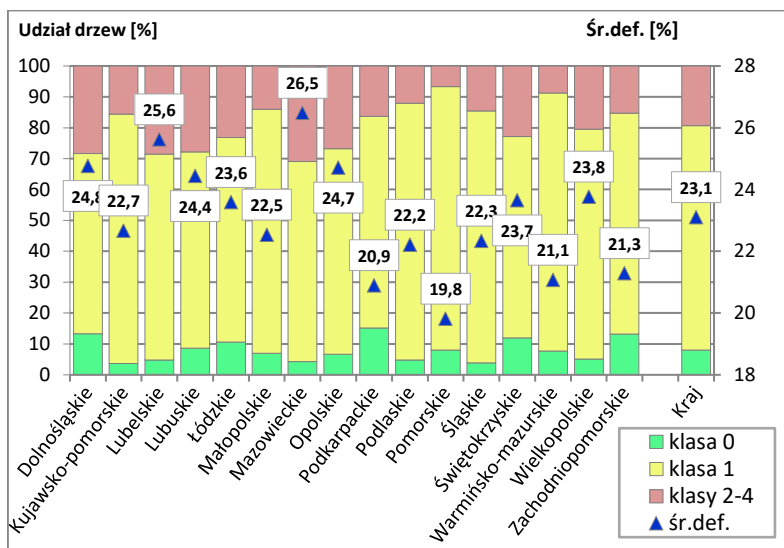
Regionalne dyrekcje Lasów Państwowych uszeregowane grupami, według kondycji drzew (gatunki razem) w lasach (2020 rok), od najzdrowszych do najbardziej uszkodzonych: Krosno, Szczecinek, Gdańsk << Olsztyn, Toruń, Białystok < Kraków, Piła < Katowice, Szczecin < Zielona Góra, Radom, Poznań, Łódź < Wrocław << Lublin, Warszawa.

### **Kondycja zdrowotna drzew (gatunki razem) w układzie województw w 2020 r.**

Najzdrowsze okazały się drzewa w lasach województwa pomorskiego, gdzie zarejestrowano 8,0% drzew zdrowych, najniższy udział drzew o wysokiej defoliacji (6,7%) oraz najniższą średnią defoliację (19,8%) (ryc. 2.8).

Dobrą kondycją zdrowotną drzew charakteryzowały się lasy województw: podkarpackiego, warmińsko-mazurskiego i zachodniopomorskiego, gdzie udział drzew zdrowych zawierał się w przedziale od 7,7% do 15,2%, udział drzew silnie zdefoliowanych – w przedziale od 8,8% do 16,4%, a średnia defoliacja – od 20,9% do 21,3%.

Niewiele gorszą kondycją charakteryzowały się drzewa w lasach województw: podlaskiego, śląskiego, małopolskiego i kujawsko-pomorskiego, gdzie występowało od 3,6% do 6,9% drzew zdrowych, od 12,2% do 15,8% drzew silnie zdefoliowanych, średnia defoliacja wynosiła od 22,2% do 22,7%).



**Rycina 2.8.** Udział drzew [%] monitorowanych gatunków łącznie w klasach defoliacji oraz średnia defoliacja [%] w układzie województw w 2020 r.

Umiarkowany poziom defoliacji koron drzew odnotowano w lasach województw: łódzkiego, świętokrzyskiego i wielkopolskiego (od 5,1% do 12,0% drzew zdrowych, od 20,4% do 23,2% drzew silnie zdefoliowanych oraz od 23,6% do 23,8% średniej defoliacji).

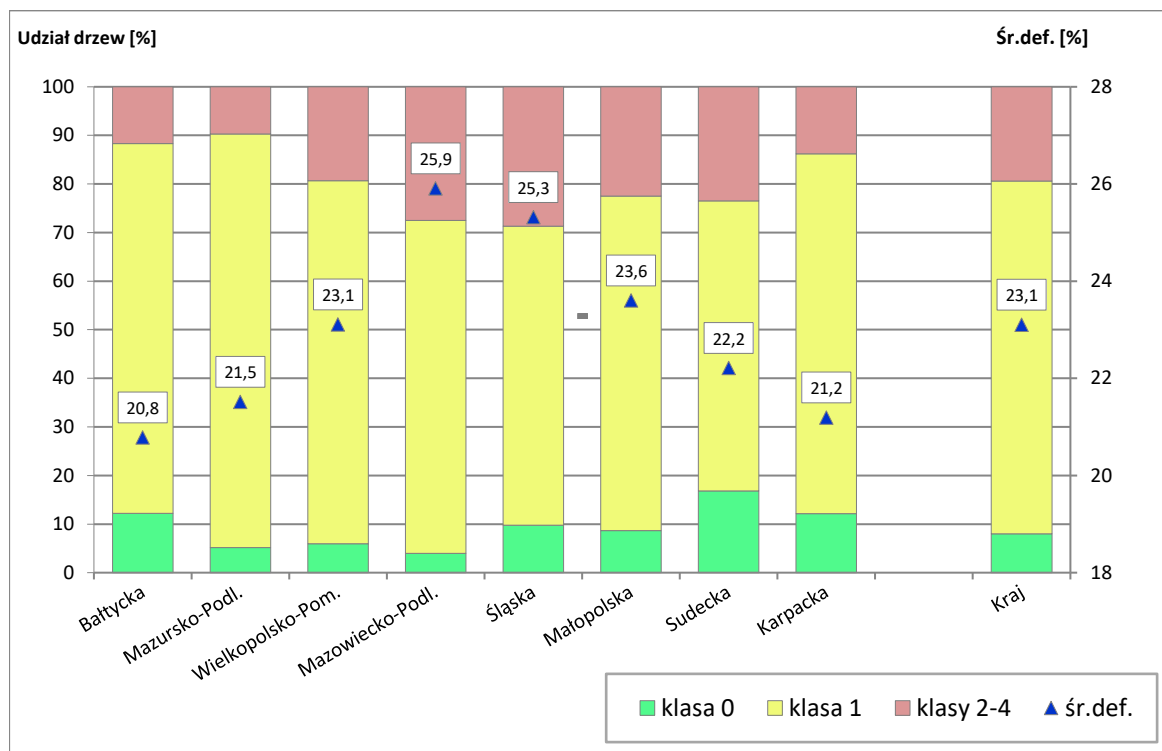
Lasy w województwach: lubuskim, opolskim i dolnośląskim charakteryzowały się podwyższonym poziomem średniej defoliacji koron drzew. Udziały drzew zdrowych nie były bardzo niskie (odpowiednio: 8,6%, 6,6% i 13,3%), jednak o złej kondycji świadczyły wysokie udziały drzew o defoliacji powyżej 25% (od 26,8% do 28,4%) oraz wysokie wartości średniej defoliacji (od 24,4% do 24,8%).

Najbardziej uszkodzone były drzewa w lasach województw: mazowieckiego i lubelskiego, gdzie zanotowano niskie udziały drzew zdrowych (4,3% i 4,8%), najwyższe udziały drzew silnie zdefoliowanych (30,9% i 28,5%) oraz najwyższą średnią defoliację (26,5% i 25,6%) (ryc. 2.8).

Województwa uszeregowane grupami według kondycji drzew (gatunki razem) w lasach (2020 rok) od najzdrowszych do najbardziej uszkodzonych: pomorskie < podkarpackie, warmińsko-mazurskie, zachodniopomorskie < podlaskie, śląskie, małopolskie, kujawsko-pomorskie < łódzkie, świętokrzyskie, wielkopolskie < lubuskie, opolskie, dolnośląskie < lubelskie < mazowieckie.

### Kondycja zdrowotna drzew (gatunki razem) w układzie krain przyrodniczo-leśnych w 2020 roku

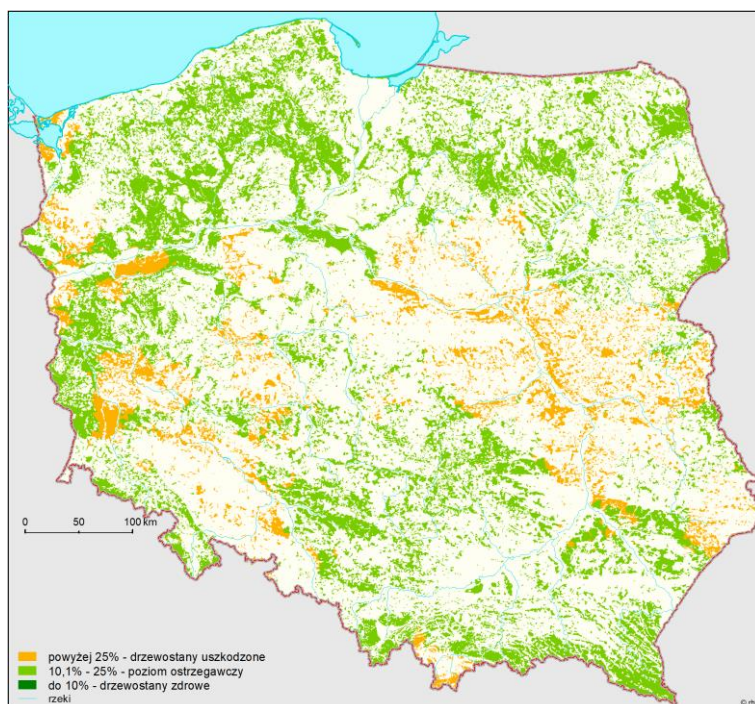
W 2020 r. najzdrowsze okazały się drzewa w lasach krain: Bałtyckiej i Karpackiej, zanotowano tam wysoki, w porównaniu z innymi krainami, udział drzew zdrowych (12,2% i 12,1%), niski udział drzew silnie zdefoliowanych (11,7% i 13,8%) i najniższą średnią defoliację (20,8% i 21,2%) (ryc. 2.9).



**Rycina 2.9.** Udział drzew [%] monitorowanych gatunków łącznie w klasach defoliacji oraz średnia defoliacja [%] w układzie krain przyrodniczo-leśnych w 2020 r.

Niewiele gorszą kondycją charakteryzowały się drzewa w lasach Krainy Mazursko-Podlaskiej (5,2% drzew zdrowych, 9,7% drzew silnie zdefoliowanych oraz 21,5% średniej defoliacji). Dobrą kondycję drzew zanotowano w lasach Krainy Sudeckiej, gdzie udział drzew zdrowych był najwyższy w porównaniu z innymi krainami (16,8%), natomiast udział drzew silnie zdefoliowanych i średnia defoliacja były podwyższone (23,5% i 22,2%).

Krainy: Wielkopolsko-Pomorska i Małopolska zaliczone zostały do grupy krain o osłabionej kondycji zdrowotnej drzew (5,9% i 8,6% drzew zdrowych, 19,3% i 22,5% drzew silnie zdefoliowanych oraz 23,1% i 23,6% średniej defoliacji). Najbardziej uszkodzone były drzewa w lasach krain: Śląskiej i Mazowiecko-Podlaskiej (9,8% i 4,0% drzew zdrowych, 28,7% i 27,5% drzew silnie zdefoliowanych oraz 25,3% i 25,9% średniej defoliacji).



**Rycina 2.10.** Poziom uszkodzenia lasów w 2020 r. na podstawie oceny defoliacji na stałych powierzchniach obserwacyjnych z wyróżnieniem 3 klas defoliacji.

Mapa prezentująca wyniki obserwacji defoliacji drzew na SPO I rzędu (ryc. 2.10) pozwala na bardziej szczegółowe wydzielenie obszarów zróżnicowanych pod względem zdrowotności lasów w kraju.

Najzdrowsze lasy występują na terenie Krainy Bałtyckiej (z wyjątkiem krańców zachodnich), w części północnej Krainy

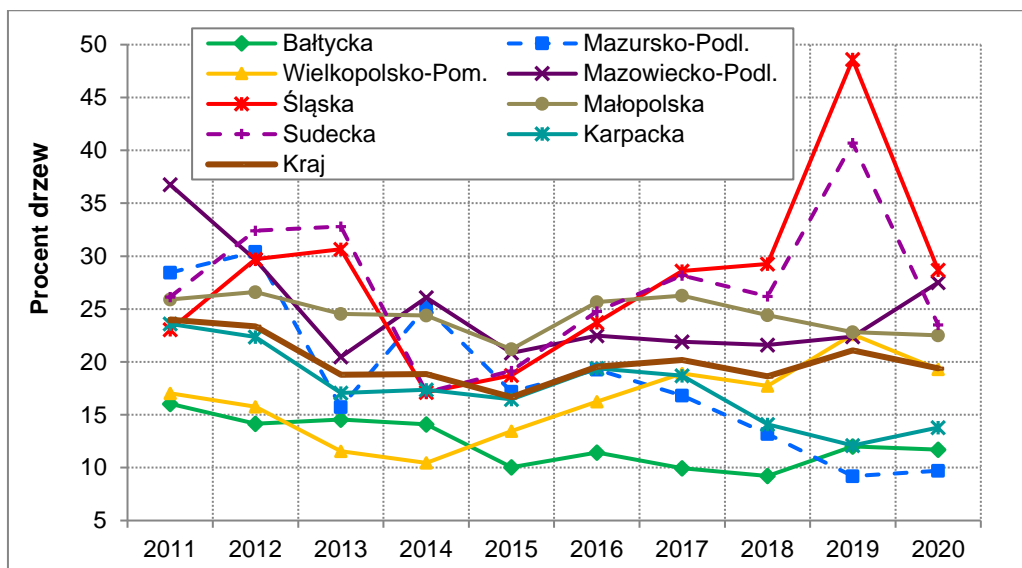
Wielkopolsko-Pomorskiej (Bory Tucholskie, lasy okolic

Szczecinka i Drawska Pomorskiego), mozaikowo w części zachodniej Krainy Mazursko-Podlaskiej, w części wschodniej Krainy Karpackiej (Lasy Birczańskie i Lasy Bieszczadzkie) oraz miejscowo w Krainie Małopolskiej (okolice Olkusza) i Krainie Sudeckiej (Karkonosze).

Znacznie osłabioną kondycję drzew zanotowano w lasach południowo-zachodniej części Krainy Mazowiecko-Podlaskiej (południowo-wschodnie okolice Warszawy, okolice Płocka, Gąbina, Skierniewic, lasy położone na wschód od Wisły między Garwolinem a Dęblinem, okolice Lubartowa), w północno-wschodniej części Krainy Małopolskiej (las między Ostrowcem Świętokrzyskim a Kraśnikiem oraz na południe od Hrubieszowa), mozaikowo w lasach Krainy Śląskiej (okolice Legnicy, Wrocławia i Brzegu), punktowo w lasach Krainy Wielkopolsko-Pomorskiej (na północ od Głogowa) oraz na południowo-zachodnim krańcu Krainy Bałtyckiej (Pojezierze Myśliborskie).

### **Kondycja zdrowotna drzew (gatunki razem) w układzie krain przyrodniczo-leśnych w dziesięcioleciu 2011-2020**

Wyrównanym poziomem stanu zdrowotnego charakteryzowały się drzewa w lasach Krain: Bałtyckiej (defoliacja stale niższa) i Małopolskiej (defoliacja stale wyższa) (ryc. 2.11). W Krainie Mazursko-Podlaskiej do 2012 r. oraz w 2014 r. kondycja drzew była znacznie osłabiona, w latach 2013 i 2015 po występującym rok wcześniej pogorszeniu następowała znaczna poprawa, natomiast w latach 2016-2020 pojawił się nie zakłócony



**Rycina 2.11.** Udział drzew monitorowanych gatunków razem w klasach defoliacji 2-4 w krainach przyrodniczo-leśnych w latach 2011-2020.

wzrostami defoliacji trend stopniowej poprawy stanu koron drzew. W 2020 roku kondycja drzew w tej krainie była najlepsza w porównaniu z innymi krainami. Stan zdrowotny drzew w lasach Krainy Mazowiecko-Podlaskiej na początku dziesięciolecia w 2011 r. był najgorszy na tle innych krain, w latach 2012, 2013 oraz 2015 (po pogorszeniu w 2014 roku) ulegał znacznej poprawie. Lata 2016-2019 to okres stabilnej kondycji drzew w lasach tej krainy (na poziomie nieco wyższym niż średnio w kraju), jednak w 2020 roku nastąpiło pogorszenie i powrót do stanu z 2014 roku. Krainy Sudecka i Śląska charakteryzowały się podobną zmiennością defoliacji koron drzew: w latach 2012, 2015-2017 oraz w 2019 roku następowało pogorszenie kondycji zdrowotnej drzew, w latach 2013 i 2018 kondycja nie ulegała zmianom w stosunku do stanu sprzed roku (czyli lat 2012 i 2017). W latach 2014 i 2020 kondycja drzew uległa znacznej poprawie w porównaniu do stanu sprzed roku (czyli lat 2013 i 2019). W 2020 roku uszkodzenie drzew w lasach krain: Śląskiej i Mazowiecko-Podlaskiej utrzymywało się na tym samym poziomie, najwyższym na tle innych krain. Kondycja drzew w lasach Krainy Wielkopolsko-Pomorskiej w latach 2011-2014 była najlepsza (porównywalna ze stanem notowanym w Krainie Bałtyckiej), charakteryzowała się tendencją spadkową. W latach 2015-2019 trend uległ odwróceniu, uszkodzenie drzew rosło, dopiero w 2020 r. nastąpiła niewielka poprawa. W Krainie Karpackiej w latach 2011-2013 następowała poprawa kondycji drzew, w latach 2014, 2015 nie obserwowano zmian, w 2016 r. nastąpiło niewielkie pogorszenie, a w latach 2017-2019 kontynuowany był trend poprawy stanu koron drzew. Pod koniec dziesięciolecia, w 2020 roku najlepszą kondycją charakteryzowały się drzewa w lasach krain: Bałtyckiej, Mazursko-Podlaskiej i Karpackiej.

W 2020 r. uszeregowanie krain przyrodniczo-leśnych grupami według kondycji drzew (gatunki razem) w lasach od najzdrowszych do najbardziej uszkodzonych wyglądało następująco: Bałtycka, Karpacka < Mazursko-Podlaska < Sudecka < Wielkopolsko-Pomorska, Małopolska << Śląska < Mazowiecko-Podlaska.

### **3. OCENA USZKODZEŃ DRZEW NA STAŁYCH POWIERZCHNIACH OBSERWACYJNYCH I RZĘDU MONITORINGU LASU W 2020 R. – PAWEŁ LECH**

W 2020 r. łącznie na SPO I rzędu stwierdzono 50 517 uszkodzeń drzew, które występowały na 32 108 drzewach (78,3% ocenianych drzew, o około 0,6 punktu procentowego więcej niż w 2019 r.). Na 16 781 drzewach występowało jedno uszkodzenie, na 12 245 drzewach – dwa, a na 3082 drzewach – trzy. Nieuszkodzonych było łącznie 8911 drzew, co stanowiło 21,7% ocenianych drzew (w roku 2019 udział drzew nieuszkodzonych wynosił 22,3%, w roku 2018 – 24,7%, w roku 2017 – 29,6%, a w roku 2016 – 33,3%). Spośród głównych lasotwórczych gatunków iglastych najwięcej drzew bez uszkodzeń cechowało jodłę (33,8%) i sosnę zwyczajną (30,0%), a znacznie mniej świerka (17,9%). Spośród gatunków liściastych największym udziałem drzew bez uszkodzeń cechował się buk (13,6%), następnie brzoza brodawkowata (10,7%), a najmniejszym – olsza czarna i rodzime dęby (odpowiednio 6,8% i 3,6%). Oznacza to, że w 2020 r., w porównaniu do roku poprzedniego, udział drzew nieuszkodzonych zmniejszył się w przypadku większości (poza brzozę, olszę i dębami) głównych lasotwórczych gatunków drzew (najwięcej w przypadku buka – o 6,6 pp.).

#### **3.1. Występowanie uszkodzeń drzew wg gatunków, wieku oraz lokalizacji powierzchni badawczych**

##### **Występowanie uszkodzeń drzew wg gatunków i grup gatunków**

W 2020 r. przeciętna liczba uszkodzeń przypadających na jedno drzewo (gatunki razem) wynosiła 1,23 i była nieznacznie większa niż w 2019 r. (1,21). W układzie gatunków i grup gatunków – zawierała się w przedziale od 0,91 (dla domieszkowych gatunków iglastych) do 1,89 (dla dębu) (tab. 3.1). Na drzewach głównych lasotwórczych gatunków liściastych na jedno drzewo przypadało powyżej jednego uszkodzenia. W przypadku gatunków iglastych taka sytuacja miała miejsce dla świerka i sosny, natomiast dla jodły równała się jedności, a dla domieszkowych gatunków iglastych wartość tego parametru była mniejsza od jedności. W porównaniu do roku 2019 nastąpił wzrost częstości występowania uszkodzeń u sześciu wyróżnionych gatunków i grup gatunków drzew, a u trzech (jodły, dębów i brzozy) – spadek. Przeprowadzona analiza trendów zmian nasilenia występowania



uszkodzeń na drzewach w okresie 2011–2020 (test Mann-Kendall’a) wykazała wzrost nasilenia częstości występowania uszkodzeń u wszystkich wyróżnionych gatunków drzew (tab. 3.1).

### Występowanie uszkodzeń drzew wg wieku

Wraz z wiekiem u większości gatunków następował wzrost średniej liczby uszkodzeń występujących na jednym drzewie. W przypadku domieszkowych gatunków liściastych liczba uszkodzeń występująca na jednym drzewie była podobna we wszystkich wyróżnionych klasach wieku. W przypadku jodły drzewa najmłodsze (21–40 lat) i najstarsze (powyżej 80 lat) cechowały się wyższym nasileniem występowania uszkodzeń niż drzewa z przedziału wieku 41–80 lat (tab. 3.1).

**Tabela 3.1.** Wskaźnik występowania uszkodzeń na drzewach badanych gatunków w klasach wieku w 2020 r. oraz trend zmian wskaźnika występowania uszkodzeń na jednym drzewie w okresie 2011-2020 określony za pomocą testu Mann-Kendall’a.

Gatunki	Liczba uszkodzeń na jednym drzewie w 2020 r. w przedziale wieku (lata)				Średnia liczba uszkodzeń na jednym drzewie w latach 2011-2020										Trend 2011-2020
	21-40	41-60	61-80	>80	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	
Sosna	0,79	0,95	0,99	1,16	0,55	0,57	0,62	0,67	0,71	0,74	0,77	0,89	0,97	1,01	W
Świerk	1,05	1,28	1,38	1,36	1,08	0,87	0,95	1,01	0,99	1,04	1,03	1,13	1,22	1,29	W
Jodła	0,93	0,75	0,84	1,13	0,65	0,86	0,98	0,95	0,97	1,00	0,94	1,01	1,09	1,00	W
Inne igl.	0,57	0,93	1,06	1,09	0,73	0,64	0,57	0,56	0,62	0,66	0,69	0,80	0,82	0,91	W
Dęby	1,66	1,88	1,81	1,96	1,23	1,10	1,31	1,47	1,30	1,37	1,60	1,69	1,99	1,89	W
Buk	1,33	1,35	1,38	1,52	0,80	0,80	0,92	1,04	1,01	1,20	1,13	1,29	1,32	1,44	W
Brzoza br.	1,25	1,48	1,52	1,79	0,78	0,81	0,94	1,13	1,15	1,24	1,31	1,41	1,56	1,46	W
Olsza cz.	1,37	1,44	1,54	1,56	1,22	1,04	1,00	1,17	1,26	1,33	1,47	1,54	1,45	1,49	W
Inne liśc.	1,58	1,57	1,53	1,58	0,88	0,96	1,07	1,22	1,32	1,45	1,43	1,53	1,52	1,56	W
Razem	1,12	1,17	1,21	1,35	0,72	0,72	0,78	0,87	0,91	0,97	1,01	1,13	1,21	1,23	W

W – wzrost

### Występowanie uszkodzeń drzew w układzie krain przyrodniczo-leśnych

W 2020 r. zróżnicowanie średniej liczby uszkodzeń przypadającej na jedno drzewo pomiędzy krainami przyrodniczo-leśnymi nie było znaczące, zawierało się w przedziale od 0,95 w Krainie Mazursko-Podlaskiej do 1,48 w Krainie Karpackiej. Najwyższe średnie liczby uszkodzeń w przeliczeniu na jedno drzewo odnotowano: dla sosny – w Krainie Bałtyckiej (1,18 uszkodzenia/drzewo), dla jodły – w Krainie Sudeckiej (1,83), dla dębu – w Krainie Wielkopolsko-Pomorskiej (2,20), natomiast dla świerka, buka, brzozy i olszy – w Krainie Karpackiej (odpowiednio: 1,71, 1,73, 1,91, 1,78 uszkodzenia/drzewo).

W porównaniu do 2019 r. w czterech krainach przyrodniczo-leśnych (Bałtyckiej, Mazowiecko-Podlaskiej, Małopolskiej i Wielkopolsko-Pomorskiej) odnotowano wzrost średniej liczby uszkodzeń przypadających na jedno drzewo, w pozostałych czterech krainach – spadek wartości tego parametru. Wykonana za pomocą testu Mann-Kendall’a analiza trendów dla okresu 2013–2020 wykazała wzrost nasilenia występowania uszkodzeń w siedmiu krainach oraz prawdopodobny wzrost w jednej (w Krainie Mazursko-Podlaskiej).

### **Występowanie uszkodzeń drzew w układzie rdLP**

Średnia liczba uszkodzeń przypadająca na jedno drzewo w rdLP zawierała się w przedziale od 1,04 (RDPL w Olsztynie) do 1,56 (RDLP w Szczecinie). Mniejsza niż przeciętna dla całej Polski liczba uszkodzeń na 1 drzewie (1,23 uszkodzenia/drzewo) wystąpiła w dziewięciu rdLP (w Olsztynie, Toruniu, Gdańsku, Białymstoku, Zielonej Górze, Lublinie, Pile, Katowicach i Łodzi), w pozostałych ośmiu rdLP oraz w parkach narodowych była wyższa. W jedenastu rdLP oraz w parkach narodowych w roku 2020 w porównaniu do roku 2019 odnotowano wzrost średniej liczby uszkodzeń występujących na jednym drzewie, w sześciu rdLP (w Krośnie, Gdańsku, Zielonej Górze, we Wrocławiu, w Białymstoku i Toruniu) odnotowano spadek tej liczby.

### **3.2. Charakterystyka uszkodzeń pod względem lokalizacji w obrębie drzewa, występujących symptomów i głównych kategorii czynników sprawczych**

Na charakter występujących zagrożeń wskazuje zestawienie najczęściej stwierdzanych symptomów i lokalizacji uszkodzeń zarejestrowanych dla danego drzewa oraz związanych z nimi czynników sprawczych w układzie gatunków drzew (tab. 3.2).

#### **Lokalizacja uszkodzeń w obrębie drzewa**

Uwzględniając podział na części morfologiczne drzew (strzała razem z szyją korzeniową, gałęzie wraz z pędami i pączkami oraz igły bądź liście), najczęściej wskazywanym miejscem położenia symptomów była strzała (49,2% wskazanych lokalizacji uszkodzeń), w tym przede wszystkim pień pomiędzy szyją korzeniową i koroną (27,2%) oraz liście bądź igły (36,8%). Udział gałęzi, pędów i pączków, jako miejsc występowania uszkodzeń był dużo mniejszy (14,0% wskazanych lokalizacji uszkodzeń).

Wśród gatunków iglastych oraz u buka najczęściej występującą lokalizacją uszkodzeń była strzała, wśród gatunków liściastych (poza bukiem) – liście. W przypadku sosny, poza strzałą, uszkodzenia występowały znacząco mniej licznie na igłach (20,1% uszkodzeń) i na gałęziach, pędach i pączkach (16,8%). Podobne proporcje występowały u świerka. W przypadku jodły i iglastych gatunków domieszkowych uszkodzenia

występowały liczniej na gałęziach, pędach i pączkach niż na igłach. Strzała była drugim pod względem udziału miejscem występowania uszkodzeń u wszystkich, z wyjątkiem buka, gatunków liściastych. U buka drugą po strzale najczęściej wskazywaną lokalizacją uszkodzeń były liście (37,1% uszkodzeń), najrzadziej zaś – gałęzie, pędy i pączki (11,6%).

**Tabela 3.2.** Najczęściej występujące lokalizacje, symptomy i czynniki sprawcze uszkodzeń występujących na drzewach badanych gatunków – 2020 r.

Gatunek	Liczba uszkodzeń w 2020 r.	Najczęściej występująca lokalizacja w 2020 r.			Najczęściej występujący symptom w 2020 r.			Najczęściej występujący czynnik sprawczy			
		Miejsce	Liczba	Udział	Symptom	Liczba	Udział	Czynnik 2020	Liczba 2020	Udział 2020	Udział 2019
Sosna	22413	Strzała	14134	63,1%	Deformacje	6991	31,2%	Badane niezidentyfikowane	8837	39,4%	39,9%
Świerk	2284	Strzała	1396	61,1%	Ubytek igieł	617	27,0%	Badane niezidentyfikowane	1009	44,2%	39,2%
Jodła	1096	Strzała	531	48,4%	Deformacje	368	33,6%	Badane niezidentyfikowane	423	38,6%	35,6%
Inne iglaste	588	Strzała	394	67,0%	Deformacje	138	23,5%	Badane niezidentyfikowane	283	48,1%	47,3%
Dęby	6367	Liście	4024	63,6%	Ubytek liści	2511	39,7%	Owady	2230	35,2%	33,8%
Buk	2546	Strzała	1331	52,3%	Ubytek liści	893	35,1%	Badane niezidentyfikowane	877	34,4%	30,9%
Brzoza brod.	6095	Liście	3385	55,5%	Ubytek liści	2676	43,9%	Owady	2461	40,4%	43,9%
Olsza czarna	4067	Liście	2472	60,8%	Ubytek liści	2472	60,8%	Owady	2306	56,7%	58,4%
Inne liściaste	5101	Liście	2375	46,6%	Ubytek liści	2160	42,3%	Owady	1772	34,7%	34,8%
Łącznie	50517	Strzała	24838	49,2%	Ubytek igieł/liści	16319	32,3%	Badane niezidentyfikowane	17106	33,8%	32,5%

### Symptomy uszkodzeń

W 2020 r. wśród symptomów uszkodzeń największym udziałem (32,3% wszystkich symptomów uszkodzeń) wyróżniał się ‘ubytok igieł/liści’, który dominował u świerka i wszystkich gatunków liściastych. Znaczący był również udział ‘deformacji’ (22,2%), które przeważały u sosny, jodły i domieszkowych gatunków iglastych (odpowiednio: 31,2%, 33,6% i 23,5% wszystkich symptomów dla danego gatunku). W przypadku gatunków liściastych udział ‘deformacji’ zawierał się w przedziale od 8,6% (dęby) do 23,4% (buki). Wśród wyróżnionych symptomów uszkodzeń mniejszymi udziałami cechowały się ‘rany’ (9,6%), których udział był wysoki w przypadku świerka, jodły i buka (odpowiednio 19,4%, 19,3% i 17,0%), następnie ‘drzewa pochylone’ (8,4%), ‘martwe, obumierające gałęzie’ (7,1%) oraz ‘przebarwienia liści/igieł’ (4,9% wszystkich symptomów uszkodzeń).

W przypadku świerka dużym udziałem cechowały się ponadto ‘wycieki żywicy’ (24,3% symptomów uszkodzeń drzew tego gatunku).

### Czynniki sprawcze

**Tabela 3.3.** Liczba i udział wyróżnionych kategorii czynników sprawczych uszkodzeń na drzewach poszczególnych gatunków w 2020 r. oraz trendy zmian identyfikowania czynników sprawczych w okresie 2010–2020.

Kod	Czynniki sprawcze	Jedn.	Sosna	Świerk	Jodla	Inne igł.	Buk	Dęby	Brzoza br.	Olśza cz.	Inne liśc.	Razem
100	Kręgowce	szt.	300	201	41	3	30	37	20	36	34	702
		%	1,3	8,8	3,7	0,5	1,2	0,6	0,3	0,9	0,7	1,4
200	Owady	szt.	1470	262	15	51	667	2230	2461	2306	1772	11234
		%	6,6	11,5	1,4	8,7	26,2	35,2	40,4	56,7	34,7	22,2
300	Grzyby	szt.	1198	56	189	30	235	1215	170	213	364	3670
		%	5,3	2,5	17,2	5,1	9,2	19,2	2,8	5,2	7,1	7,3
400	Czynniki abiotyczne	szt.	1199	107	65	34	196	268	627	254	405	3155
		%	5,3	4,7	5,9	5,8	7,7	4,2	10,3	6,2	7,9	6,2
500	Bezpośrednie działanie człowieka	szt.	1789	201	111	56	241	129	168	55	161	2911
		%	8,0	8,8	10,1	9,5	9,5	2,0	2,8	1,4	3,2	5,8
600	Pożary	szt.	35	1	0	0	0	0	1	0	0	37
		%	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
700	Zanieczyszczenia powietrza	szt.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
		%	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
800	Konkurencja i inne czynniki	szt.	7584	447	252	131	300	618	1101	489	779	11701
		%	33,8	19,6	23,0	22,3	11,8	9,8	18,1	12,0	15,3	23,2
999	Badane niezidentyfikowane	szt.	8837	1009	423	283	877	1830	1547	714	1586	17106
		%	39,4	44,2	38,6	48,1	34,4	28,9	25,4	17,6	31,1	33,9
		2019	39,9	39,2	35,6	47,3	30,9	26,5	22,0	16,4	29,8	32,5
		2018	36,2	31,9	32,5	40,8	19,1	24,8	21,7	14,3	25,1	28,7
		2017	37,3	31,2	31,4	43,1	20,2	22,7	21,1	14,9	23,7	28,6
		2016	38,6	32,1	32,8	41,2	22,2	27,4	25,6	17,5	25,6	31,1
		2015	39,1	32,7	30,2	41,8	23,4	28,2	26,8	18,3	27,1	32,0
		2014	41,7	36,8	31,4	45,9	28,4	28,8	29,0	23,1	27,9	34,5
		2013	42,7	36,9	30,2	44,0	23,5	35,1	32,3	19,9	26,6	35,7
		2012	42,3	43,1	39,6	46,5	29,1	33,4	37,6	16,8	28,6	36,8
		2011	46,7	54,4	45,9	60,4	27,7	30,9	29,4	14,0	30,8	38,4
2010	46,9	57,2	34,4	44,7	36,8	37,3	43,4	13,3	33,4	40,4		
Trend wg testu Mann-Kendall’a			SP	SP	N	N	N	SP	SP	N	N	SP

SP – spadek N – brak trendu

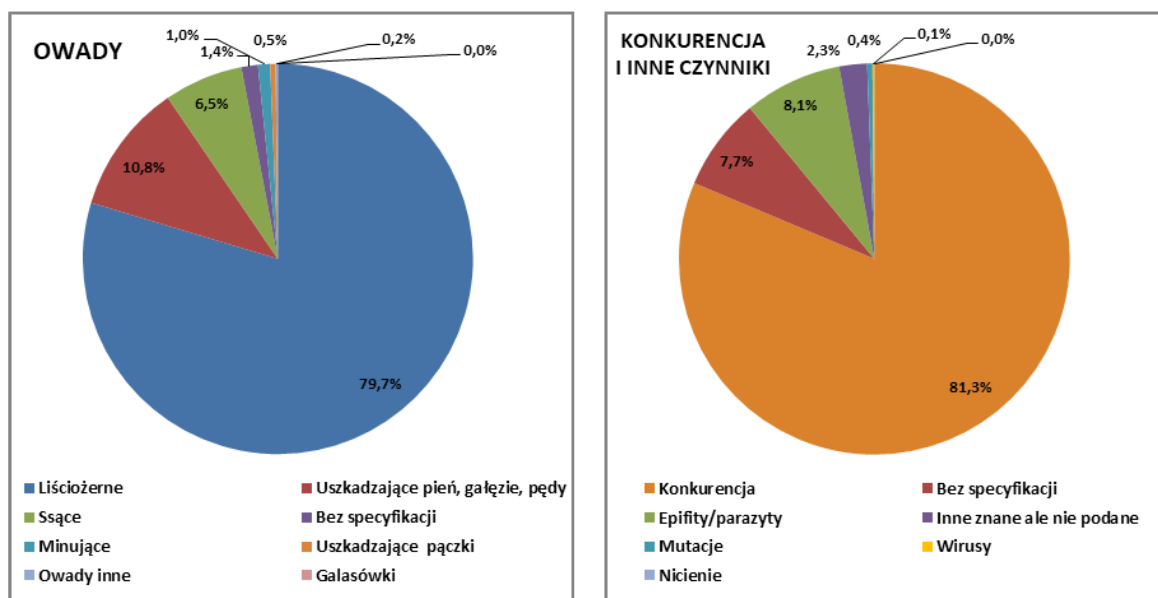
Wyróżnia się dziewięć kategorii czynników sprawczych powodujących uszkodzenia drzew: kręgowce, owady, grzyby, czynniki abiotyczne, bezpośrednie działanie człowieka,

pożary, zanieczyszczenia powietrza, konkurencja i inne czynniki, badane niezidentyfikowane.

Spośród wyróżnionych kategorii czynników sprawczych najwyższy udział, poza kategorią ‘badane niezidentyfikowane’ (33,9% wszystkich przypadków), miały ‘konkurencja i inne czynniki’ (w tym przede wszystkim konkurencja) oraz ‘owady’ (odpowiednio: 11 701 i 11 234 przypadków uszkodzeń, co stanowi 23,2% i 22,2% wszystkich uszkodzeń). Znacznie rzadziej wskazywano na ‘grzyby’ (7,3%), ‘czynniki abiotyczne’ (6,2%) oraz ‘bezpośrednie oddziaływanie człowieka’ (5,8%) (tab. 3.3).

**Konkurencja i inne czynniki.** Ogółem ‘konkurencja i inne czynniki’ odpowiadały za 33,8% wszystkich uszkodzeń sosny, 19,6% uszkodzeń świerka, 23,0% uszkodzeń jodły oraz 22,3% uszkodzeń domieszkowych gatunków iglastych.

W tej kategorii czynników sprawczych wyróżnia się siedem podkategorii: konkurencja, epifity/parazyty, mutacje, wirusy, nicienie, inne znane ale nie podane, bez specyfikacji. ‘Konkurencja’ charakteryzowała się największym udziałem (81,3%) wśród omawianej kategorii czynników sprawczych i dominowała w przypadku wszystkich gatunków i grup gatunków drzew. Udziałem powyżej 1% cechowały się również takie podkategorie, jak: ‘epifity/parazyty’ (8,1%) i ‘inne znane ale niepodane’ (2,3%). Względnie wysoki był również udział uszkodzeń, dla których wskazano ogólną nazwę kategorii ‘bez specyfikacji’ (7,7%) (ryc. 3.1).

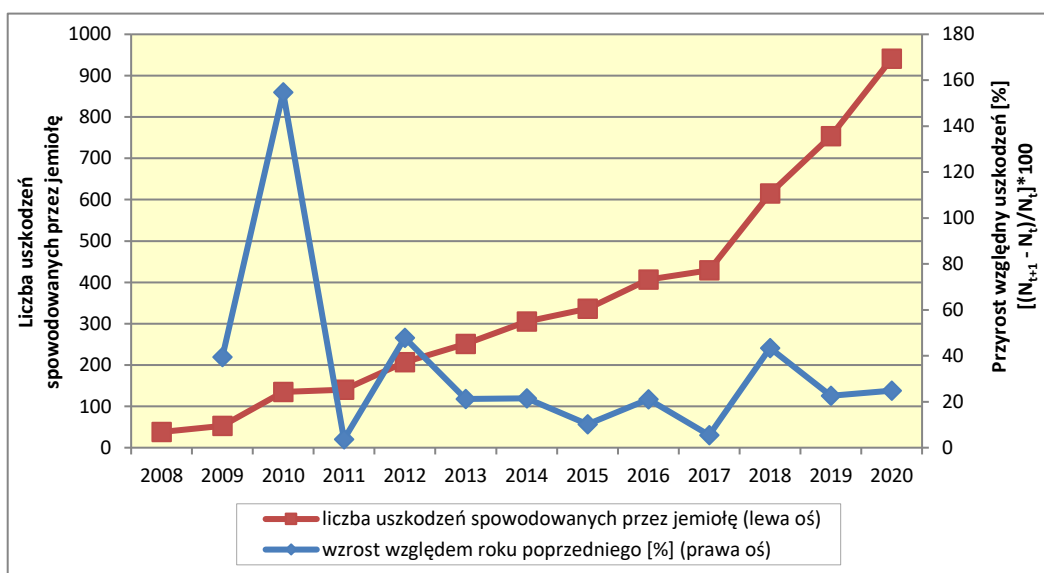


**Rycina 3.1.** Udział procentowy uszkodzeń drzew spowodowanych przez wyróżnione grupy owadów oraz kategorie innych czynników i konkurencji na SPO I rzędu w 2020 r.

W tej kategorii czynników sprawczych na szczególną uwagę zasługuje podkategoria: ‘epifity/parazyty’, czyli jemiola. W 2020 r. podobnie jak w latach

ubiegłych udział ‘epifitów/parazytów’ wśród wyróżnianych czynników sprawczych uszkodzeń drzew był relatywnie niewielki. Była to przyczyna 941 uszkodzeń (1,86% wszystkich zarejestrowanych uszkodzeń drzew). Również relatywnie niewielka była przeciętna liczba uszkodzeń tej kategorii przypadająca na jedno drzewo. W 2020 r. jemiola występowała łącznie na 11 gatunkach drzew, najczęściej na jodle oraz sośnie zwyczajnej (5,1 i 3,6 uszkodzeń/100 drzew), rzadziej – na brzożach oraz domieszkowych gatunkach liściastych (1,2 i 1,0 uszkodzeń/100 drzew). We wszystkich wymienionych powyżej gatunkach i grupach gatunków drzew w 2020 r. odnotowano istotny wzrost nasilenia uszkodzeń spowodowanych przez jemiolę w porównaniu do roku 2019. Gatunkami wolnymi od uszkodzeń spowodowanych przez jemiolę był świerk, domieszkowe gatunki iglaste, buk, rodzime dęby i olsza czarna.

W okresie 2008–2020 występowanie jemioli wykazywało wyraźną tendencję wzrostową. Była ona statystycznie istotna dla wszystkich gatunków i grup gatunków drzew, na których występowała. W 2020 r., w porównaniu z 2019 r., liczba uszkodzeń spowodowanych przez jemiolę wzrosła o blisko 25% (ryc. 3.2). Sprawia to, że jemiola jest przyczyną uszkodzeń o największej dynamice wzrostu spośród wszystkich wyróżnionych czynników sprawczych. Przy czym należy wspomnieć, że wykonywanie oceny stanu zdrowotnego drzew w okresie największego rozwoju aparatu asymilacyjnego drzew i podszytu utrudnia prawidłowe wykonanie oceny występowania jemioli i prowadzi do uzyskania zaniżonej liczby uszkodzeń przez nią spowodowanych.



**Rycina 3.2.** Wzrost liczby uszkodzeń spowodowanych przez jemiolę wyrażony w liczbach bezwzględnych oraz przyrost tych uszkodzeń względem roku poprzedniego w latach 2008–2020.

**Owady** były najczęściej wskazywanym czynnikiem sprawczym uszkodzeń drzew gatunków liściastych. Odpowiadały one za 56,7% wszystkich uszkodzeń olszy czarnej,

40,4% uszkodzeń brzozy brodawkowatej, 35,2% uszkodzeń dębów, 34,7% domieszkowych gatunków liściastych oraz 26,2% uszkodzeń buków. Dla gatunków iglastych owady nie stanowiły tak dużego zagrożenia: odpowiadały za 11,5% wszystkich uszkodzeń świerka, 8,7% uszkodzeń domieszkowych gatunków iglastych, 6,6% uszkodzeń sosny i tylko 1,4% uszkodzeń jodły.

W tej kategorii czynników sprawczych wyróżnia się osiem podkategorii: liściożerne (foliofagi); uszkadzające pień, gałęzie, pędy; uszkadzające pączki; ssące; minujące; galasówki; owady inne; bez specyfikacji.

Najliczniejszymi wśród owadów sprawcami szkód, podobnie jak w latach ubiegłych, były ‘owady liściożerne’ (foliofagi), stanowiły one 79,7% wszystkich przypadków uszkodzeń przez tę kategorię sprawców – (ryc. 3.1). Udział powyżej 5% cechował ponadto ‘owady uszkadzające pień, gałęzie i pędy’ oraz ‘owady ssące’. W przypadku sosny dominującymi grupami owadów powodujących uszkodzenia drzew były kambiofagi (uszkadzające pień, gałęzie, pędy) i foliofagi, w przypadku świerka – kambiofagi, w przypadku jodły – kambiofagi i owady ssące, natomiast w przypadku wszystkich monitorowanych gatunków liściastych – foliofagi.

**Pozostałe kategorie czynników sprawczych.** W przypadku jodły i dębów znaczny udział, jako przyczyna uszkodzeń drzew, miały także ‘grzyby’ (odpowiednio: 17,2% i 19,2%). ‘Czynniki abiotyczne’ najczęściej stanowiły przyczynę uszkodzeń brzozy (10,3%), natomiast ‘bezpośrednie działanie człowieka’ – jodły (10,1%), domieszkowych gatunków iglastych (9,5%) i buka (9,5%).

Udział uszkodzeń, dla których nie zidentyfikowano czynnika sprawczego w przypadku gatunków iglastych, zawierał się w przedziale od 38,6% (jodła) do 48,1% (domieszkowe gatunki iglaste), w przypadku gatunków liściastych – od 17,6% (olsza) do 34,4% (buk) (tab. 3.3). W 2020 r. dla większości gatunków zwiększył się znacząco w porównaniu do 2019 r. udział uszkodzeń, dla których nie określono czynnika sprawczego. Spośród gatunków iglastych najwyższy wzrost odnotowano dla świerka – o 5,0 pp., zaś w przypadku gatunków liściastych dla buka – o 3,5 pp. Pomimo tej niekorzystnej zmiany analiza trendów w okresie 2010–2020 wykazała poprawę identyfikacji przyczyn uszkodzeń dla czterech grup gatunków drzew (sosny, świerka, dębów i brzozy) oraz wszystkich drzew łącznie i brak statystycznie istotnego trendu dla pięciu grup gatunków drzew (jodły, domieszkowych gatunków iglastych, buka, olszy i domieszkowych gatunków liściastych).

W 2020 roku odnotowano 50 517 uszkodzeń drzew, które występowały na ponad 78% wszystkich drzew poddanych obserwacji. Najsilniej uszkodzonymi gatunkami liściastymi były dęby, a wśród gatunków iglastych – świerk.

Najczęściej uszkodzaną częścią drzew iglastych oraz buka była strzała, zaś pozostałych gatunków liściastych – liście. Najczęściej występującym symptomem uszkodzenia drzew był ubytek liści/igieł.

Wśród czynników sprawczych dominowały owady (przede wszystkim owady liściożerne), uszkadzające w największym stopniu gatunki liściaste oraz konkurencja i inne czynniki (głównie konkurencja).

Występowanie uszkodzeń powodowanych przez jemiołę zwiększało się w ciągu ostatnich 11 lat. W 2020 r. porażonych było łącznie 11 gatunków drzew, najsilniej jodła i sosna.

#### **4. WARUNKI WODNE GLEB NA TERENACH LEŚNYCH POLSKI W 2020 R. ICH WPŁYW NA STAN ZDROWOTNY LASÓW – ANDRZEJ BOCZOŃ, ROBERT HILDEBRAND**

W ostatnich latach obserwuje się występowanie susz glebowych na terenach leśnych obejmujących duże obszary Polski. Zmiany klimatu i ich wpływ na drzewostany powodują konieczność wyznaczenia zasięgu, częstotliwości i nasilenia susz zarówno w skali globalnej, jak i krajowej. Takie działania mogą stanowić podstawę do opracowania strategii łagodzenia skutków suszy (Wang i in. 2014). W południowej Europie długość i intensywność letnich susz podwoiła się w ciągu ostatnich dziesięcioleci powodując, że susze należą do głównych wyzwań, przed którymi stanie leśnictwo w najbliższej perspektywie średnioterminowej (Albert i in. 2015). Aby zapewnić produktywny i funkcjonalny ekosystem, gospodarka leśna musi dostosować strukturę i skład lasu do oczekiwanego wzrostu częstotliwości zdarzeń ekstremalnych (Bolte i in. 2009).

Ostatnio intensywne susze wystąpiły w latach 2015 i 2018. Przed 2018 r. za suszę tysiąclecia uznawano warunki panujące w 2003 roku. Susza ta była sklasyfikowana jako najcięższe wydarzenie klimatyczne w Europie w ciągu ostatnich 500 lat (Schuldt i in. 2020). Badania potwierdzają, że susza w 2018 roku była klimatycznie bardziej ekstremalna i miała większy wpływ na ekosystemy leśne niż susza w 2003 roku (Schuldt i in. 2020).

**Wyznaczanie suszy glebowej** w skali kraju oparto na określeniu dostępności wody glebowej dla roślin w referencyjnym ekosystemie leśnym, za który uznano najliczniej reprezentowany w lasach Polski średniowiekowy bór sosnowy rosnący na słabych glebach piaszczystych – rdzawych biellicowych.

Obliczenia przeprowadzono na podstawie pomiarów na stacjach meteorologicznych Instytutu Badawczego Leśnictwa zlokalizowanych w trzech nadleśnictwach i PGL Lasy



Państwowe zlokalizowanych w dziewiętnastu nadleśnictwach. Opad docierający do gleby w drzewostanie został zmniejszony o intercepcję drzewostanów, którą obliczono, stosując model Liu (1997, 2001). Pojemność wodną koron określono metodą użytą w modelu Kondo (2001) (Smax wg Komatsu i in. 2008). Liczbę dni z deficytem wody glebowej przedstawiono w ujęciu lat kalendarzowych (LDR) i dla okresu kwiecień–lipiec (LDL), w którym następuje największy przyrost drzew.

Określono **klimatyczny bilans wodny (KBW)**, który jest różnicą przychodu wody z opadami i rozchodu wody w procesie ewapotranspiracji (BP-EVT). Wskaźnik został obliczony na podstawie ewapotranspiracji dobowej wzorem Penmana-Monteitha. Obliczono ten wskaźnik dla półrocza letniego (KBWL) i dla całego roku (KBWR).

Wyznaczenie izolinii zasięgu suszy wykonano w programie SURFER 13, z wykorzystaniem warstwy granic Polski udostępnianej przez Centralny Ośrodek Dokumentacji Geodezyjnej i Kartograficznej na stronie (<http://www.codgik.gov.pl/index.php/darmowe-dane.html>).

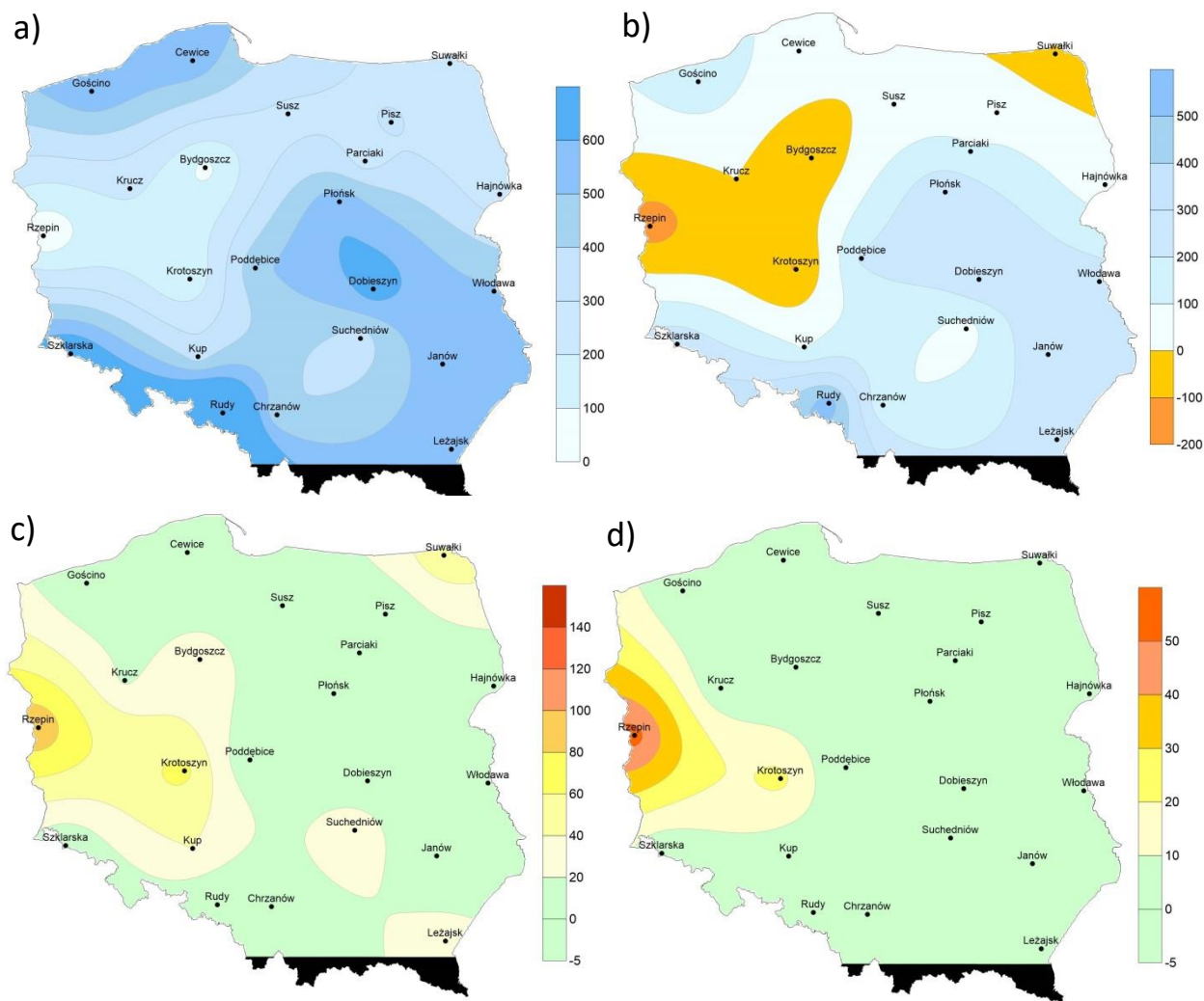
Wpływ suszy na stan drzewostanów określono, posługując się różnicą defoliacji poszczególnych drzew między latami 2020 i 2019 na powierzchniach monitoringu lasu, w strefach wystąpienia suszy i zróżnicowania klimatycznego bilansu wodnego.

#### **Zagrożenie suszą w 2020 r.**

W warunkach klimatu umiarkowanego można wyróżnić dwa wyraźne okresy zasilania i odpływu wody z gleby. W półroczu chłodnym mamy do czynienia z dopływem i retencjonowaniem wody w glebie, która jest wykorzystywana przez roślinność w półroczu ciepłym, w którym odpływ wody przeważa nad przychodem, co stwarza powstawanie okresowych niedoborów wody glebowej. Ocieplenie się klimatu powoduje coraz częściej zaburzenie tej równowagi. Ciepłe zimy, brak pokrywy śnieżnej sprawiają, że już w okresie przedwiośnia coraz częściej występują niedobory wilgoci w glebie. To zwiększa ryzyko wystąpienia suszy długotrwałej w kolejnych miesiącach.

Zastosowane wskaźniki identyfikacji susz wskazują, że w 2020 r. zagrożenie suszą wystąpiło jedynie na zachodzie i na północno-wschodnich krańcach kraju. Klimatyczny bilans wodny całego roku (KBWR) pokazuje, że ogółem w kraju nie występowały niedobory wody, a w rejonie przymorskim, w południowo-zachodniej i centralnej części kraju na znacznych obszarach występował duży nadmiar wilgoci (ryc. 4.1a). W półroczu letnim, według klimatycznego bilansu wodnego tego okresu (KBWL), niedobór wilgoci wystąpił w Lubuskim, Wielkopolsce, na części Kujaw i na Suwalszczyźnie (ryc. 4.1b). Podobny efekt

pokazują wskaźniki liczby dni z niedoborem wody w glebie zarówno w ujęciu rocznym (LDR), jak i w okresie największego wzrostu drzew (LDL), z jednym wyjątkiem (ryc. 4.1c i 4.1d). Wskaźnik LDL nie pokazuje występowania zagrożenia suszą w północno-wschodniej Polsce, co może oznaczać, że na Suwalszczyźnie ograniczenie dostępności wody dla drzewostanów wystąpiło już poza okresem intensywnego wzrostu drzew. W porównaniu z 2019 r. warunki wodne w 2020 r. były znacznie korzystniejsze dla wzrostu drzewostanów.

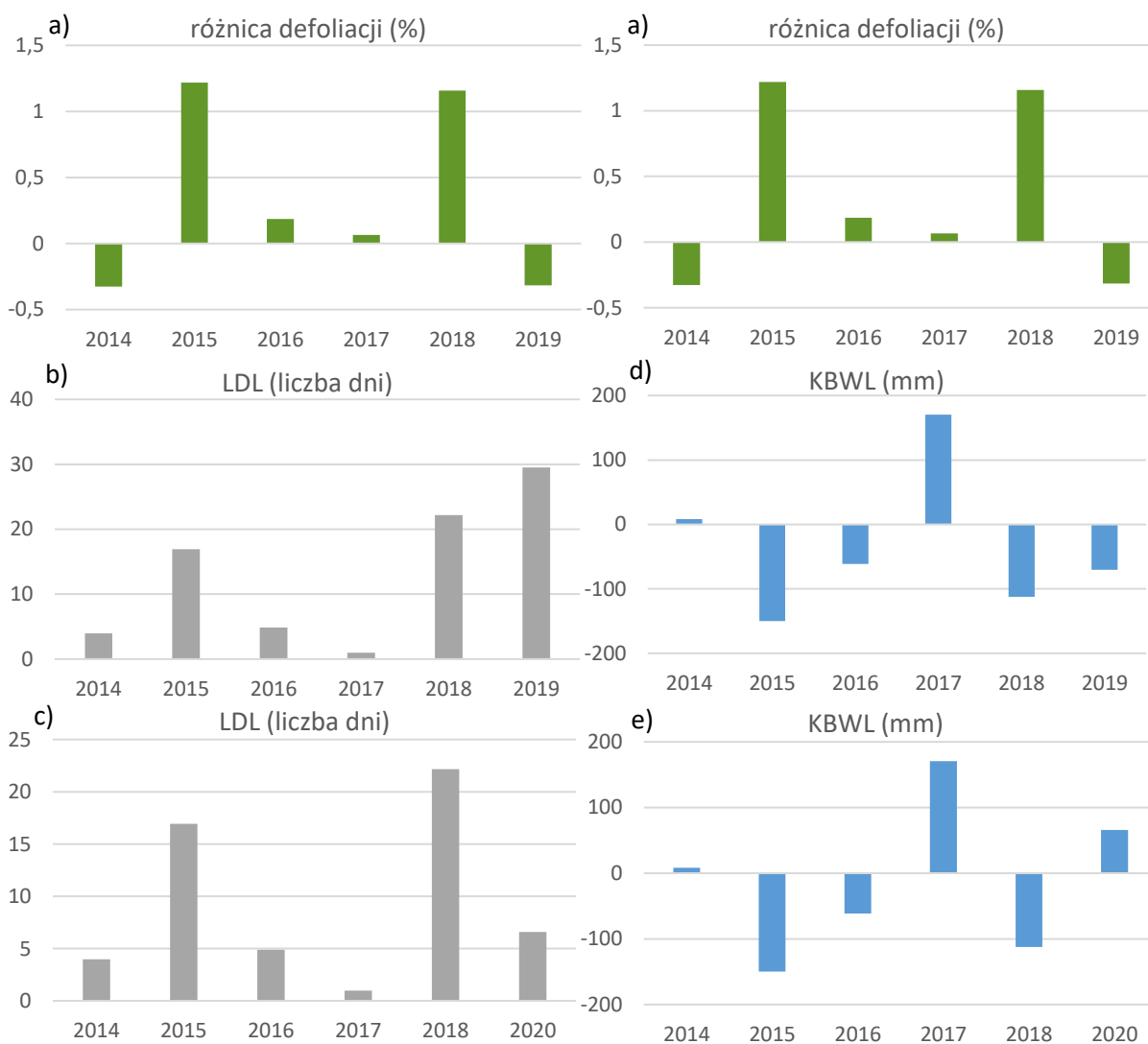


**Rycina 4.1.** Warunki klimatyczno-wodne w 2020 r.: a) roczny klimatyczny bilans wodny (KBWR), b) klimatyczny bilans wodny półrocza letniego (KBWL), c) liczba dni ograniczonej dostępności wody dla roślinności w roku, d) liczba dni ograniczonej dostępności wody dla roślin w miesiącach kwiecień – lipiec.

Przeprowadzona analiza warunków wodnych gleby, na przełomie półroczy zimowego i letniego 2020 r., wykazała że na niektórych obszarach kraju retencja wody w glebie nie została w pełni uzupełniona w czasie miesięcy zimowych. Częściowo obszary te pokrywają się z zagrożeniem wystąpienia susz. Dobre warunki opadowe występujące w miesiącach wiosennych odegrały decydującą rolę w zminimalizowaniu ryzyka wystąpienia

suszy na znacznych obszarach kraju. Warunki wilgotnościowe panujące na początku wiosny 2020 r. były zdecydowanie korzystniejsze dla drzewostanów niż rok wcześniej.

### Zmiana ulistnienia drzewostanów w okresie dziesięciolecia 2011-2020 jako skutek warunków wilgotnościowych na terenach leśnych



**Rycina 4.2.** Różnica defoliacji drzew w stosunku do roku poprzedniego (a) oraz warunki wodne panujące w roku poprzednim (b i d) wyrażone wskaźnikami liczby dni suszy w okresie maksymalnego wzrostu (LDL) oraz klimatycznego bilansu wodnego półrocza letniego (KBWL), oraz w przypadku różnicy defoliacji w 2020 r. w roku bieżącym (c i e). Wartości obliczone jako średnie ważone dla obszaru kraju, gdzie wagą była powierzchnia występowania poszczególnych wskaźników.

Od 2014 roku można zauważyć wyraźny wpływ występowania niedoborów wody na defoliację drzew. Duża liczba dni suszy w okresie maksymalnego wzrostu drzew (LDL) oraz ujemne wartości klimatycznego bilansu wodnego półroczy letnich (KBWL) skutkowały zwiększeniem defoliacji w roku kolejnym, zaś zmniejszanie defoliacji było konsekwencją dobrych warunków wilgotnościowych w roku poprzednim. W roku 2020 trudno doszukać

się takiej zależności, jeśli porówna się warunki wodne panujące w roku poprzednim (ryc. 4.2). Zagrożenie występowania intensywnej suszy glebowej, które objęło bardzo duży obszar kraju w 2019 r. (ryc. 4.2b i 4.2d) nie spowodowało wzrostu defoliacji w 2020 roku, w którym odnotowano zwiększenie ulistnienia drzew (ryc. 4.2a). Odnotowaną poprawę ulistnienia drzew w 2020 r. można natomiast wiązać z dobrymi warunkami wilgotnościowymi panującymi w 2020 r. (ryc. 4.2c i 4.2e). Szybka reakcja drzew na bieżące warunki mogła być spowodowana bardzo ciepłą wiosną w roku 2020, dzięki czemu wiosenny rozwój drzew rozpoczął się wcześniej, zaś dobre warunki wodne w glebach w okresie wiosny i wczesnego lata skutkowały zmniejszeniem defoliacji.

W 2020 r. zagrożenie suszą wystąpiło jedynie na zachodzie (Lubuskie, Wielkopolska i zachodnia część Kujaw) i na północno-wschodnich krańcach kraju (Suwalszczyzna).

W porównaniu z 2019 r. warunki wodne w 2020 r. były znacznie korzystniejsze dla wzrostu drzew, biorąc pod uwagę zarówno cały rok, jak i okres wegetacyjny. Wydaje się, że poprawa dostępności wody dla drzew była główną przyczyną zmniejszenia się defoliacji drzew w roku 2020.

## **5. STAŁE POWIERZCHNIE OBSERWACYJNE MONITORINGU LASÓW NA OBSZARACH NATURA 2000 – ROBERT HILDEBRAND**

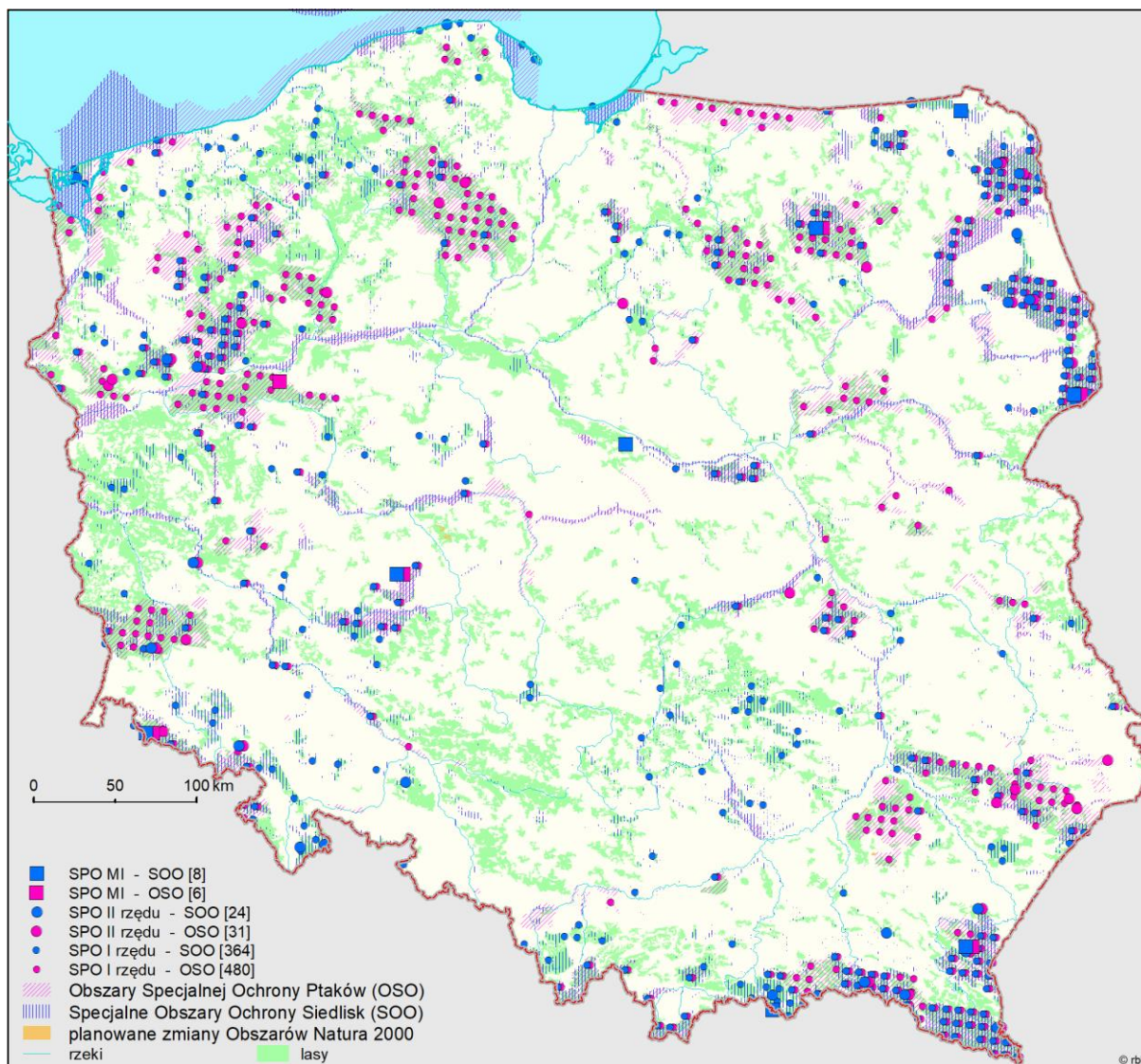
Sieć Natura 2000 została utworzona dla zapewnienia przetrwania najcenniejszych i najbardziej zagrożonych europejskich gatunków i siedlisk. Jest to jeden z podstawowych elementów systemu ochrony przyrody i bioróżnorodności w Unii Europejskiej. Tworzy ona system uzupełniający i wzbogacający wcześniejsze, funkcjonujące dotychczas w państwach europejskich, systemy obszarów ochrony przyrody w postaci ustawowo przyjętych form ochrony przyrody, takich jak: parki narodowe, rezerваты przyrody, parki krajobrazowe, obszary chronionego krajobrazu, pomniki przyrody itp.

Sieć Natura 2000 obejmuje wspólnotę europejską i składa się z obszarów ochrony środowiska wyznaczonych w poszczególnych krajach wspólnoty, na podstawie dwóch dyrektyw Komisji Europejskiej:

- obszarów specjalnej ochrony ptaków (OSO) [SPECIAL PROTECTION AREAS (SPAs)], wyznaczonych na podstawie Dyrektywy Ptasiej (wersja skonsolidowana 2009/147/EC z 30.11.2009) o ochronie dziko żyjących ptaków (Directive on the conservation of wild birds).
- obszarów specjalnej ochrony siedlisk (SOO) [SITES OF COMMUNITY IMPORTANCE (SCIs)], wyznaczonych na podstawie Dyrektywy Siedliskowej (Habitatowej) (wersja

skonsolidowana 2013/17/EU z 13.05.2013) w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory (Directive on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora).

Na gruncie prawa krajowego podstawą funkcjonowania Sieci Natura 2000 jest Ustawa o ochronie przyrody z dnia 16 kwietnia 2004 r. oraz towarzyszący jej szereg aktualizujących rozporządzeń.



**Rycina 5.1.** Rozmieszczenie SPO I i II rzędu oraz powierzchni monitoringu intensywnego na obszarach Natura 2000, stan na koniec 2020 r.

Według bazy <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps> (prowadzonej przez Europejską Agencję Środowiska Komisji Europejskiej), zaktualizowanej na koniec 2020 roku, liczba obszarów sieci Natura 2000 w Polsce nie zmieniła się od poprzedniego roku i wynosi 985. Na koniec 2020 roku łączna powierzchnia zajmowana przez obszary Natura 2000 wynosiła 68 405 km<sup>2</sup>, co jest równe obecnie 19,5% powierzchni kraju.

W ostatnich latach proces wyznaczania nowych obszarów Natura 2000 uległ zahamowaniu, następuje natomiast ciągły proces modyfikacji przebiegu granic istniejących już obszarów 2000.

145 lądowych obszarów specjalnej ochrony ptaków (OSO) zajmuje 48 428 km<sup>2</sup> (z czego 2,47 miliona hektarów stanowią lasy), natomiast 850 lądowych obszarów specjalnej ochrony siedlisk (SOO) zajmuje 34 196 km<sup>2</sup> (w tym 1,95 miliona hektarów lasów). Niektóre obszary OSO i SOO zachodzą na siebie, co oznacza, że liczba obszarów oraz powierzchnia wyrażona w km<sup>2</sup> nie sumuje się.

W 2020 r. na obszarach Sieci Natura 2000 znajdowało się 670 (około 30,7% z ogólnej liczby) czynnych (na których wykonywane były obserwacje i pomiary) powierzchni obserwacyjnych monitoringu leśnego (I i II rzędu, w tym monitoringu intensywnego) (ryc. 5.1).

Na 81 lądowych obszarach specjalnej ochrony ptaków (OSO) znalazło się 6 SPO monitoringu intensywnego, 31 SPO II rzędu oraz 480 SPO I rzędu. Z kolei na 168 lądowych specjalnych obszarach ochrony siedlisk (SOO) znalazło się 8 SPO monitoringu intensywnego, 24 powierzchnie II rzędu i 364 SPO I rzędu.

W 2020 r. średnie wartości defoliacji drzew w lasach znajdujących się na obszarach ochrony siedlisk (SOO) i obszarach ochrony ptaków (OSO) wynosiły około 23–24% i mieściły się w klasie 1 (lekkiej defoliacji).

### **CZĘŚĆ III    BADANIA NA STAŁYCH POWIERZCHNIACH OBSERWACYJNYCH MONITORINGU INTENSYWNEGO (SPO MI)**

W programie monitoringu lasu od 2009 r. funkcjonuje 12 stałych powierzchni obserwacyjnych monitoringu intensywnego (SPO MI), wybranych spośród SPO II rzędu. SPO MI zlokalizowane są w siedmiu krainach przyrodniczo-leśnych: Bałtyckiej (Nadleśnictwo Gdańsk), Mazursko-Podlaskiej (nadleśnictwa: Suwałki, Strzałowo, Białowieża), Wielkopolsko-Pomorskiej (nadleśnictwa: Krucz i Krotoszyn), Mazowiecko-Podlaskiej (nadleśnictwa: Łąck i Chojnów), Śląskiej (Nadleśnictwo Zawadzkie), Sudeckiej (Nadleśnictwo Szklarska Poręba) oraz Karpackiej (nadleśnictwa: Piwniczna i Bircza) (ryc. 1.1).

Na pięciu powierzchniach gatunkiem panującym w drzewostanie jest sosna (Strzałowo, Białowieża, Krucz, Chojnów, Zawadzkie), na trzech – świerk (Suwałki,

Szklarska Poręba, Piwniczna), na dwóch – dąb (Łąck, Krotoszyn) oraz na dwóch – buk (Gdańsk, Bircza).

Na SPO MI od 2009 r. prowadzone są pomiary depozytu całkowitego, jakości powietrza metodą pasywną, opadów podkoronowych i roztworów glebowych. W pobliżu tych powierzchni uruchomiono również automatyczne stacje pomiarowe, w sposób ciągły rejestrujące parametry meteorologiczne.

## **6. WARUNKI POGODOWE NA POWIERZCHNIACH SPO MI W 2020 ROKU ORAZ W LATACH 2015-2020 – LESZEK KLUZIŃSKI**

Rok 2020 był pod względem termicznym cieplejszy od średniej wielolecia 1981–2010, został sklasyfikowany jako anomalnie ciepły na większości obszaru kraju, zaś w południowej części kraju jako bardzo ciepły (wg klasyfikacji termicznej H. Lorenc). Znacząco duże dodatnie odchylenia od normy wieloletniej wystąpiły w miesiącach zimowych. Pod względem opadowym, omawiany rok został oznaczony jako normalny (wg klasyfikacji Z. Kaczorowskiej). Roczne opady w skali Polski wyniosły 104,4% normy wieloletniej z lat 1981–2010. Rozkład przestrzenny sum opadów był nierównomierny. Zgodnie z cytowaną klasyfikacją Kaczorowskiej rok 2020 dla północno-zachodniej części kraju został sklasyfikowany jako suchy, we wschodniej części Dolnego Śląska, Mazowsza i Lubelszczyzny jako bardzo wilgotny, a na pozostałym obszarze kraju jako normalny i wilgotny. Najwyższe opady notowano w czerwcu, najbardziej ubogim w opady był kwiecień, kluczowy dla wegetacji. (Biuletyn IMGW 2020).

**Temperatura powietrza** (średnia roczna ze wszystkich stacji na SPO MI) wyniosła +9,0°C i była o 0,3°C niższa niż w 2019 r. (tab. 6.2). Najchłodniejszym miesiącem był grudzień (średnia temperatura z 12 stacji wynosiła 1,1°C), najcieplejszym – sierpień (18,6°C) (tab. 6.1). Najbardziej wyrównanym pod względem temperatur był grudzień, maksymalna różnica średnich temperatur między stacjami wyniosła 3,0°C, największe zróżnicowanie wystąpiło w czerwcu – różnica wyniosła 6,5°C.

**Tabela 6.1.** Średnie miesięczne wartości temperatury powietrza, wilgotności i promieniowania oraz miesięczne sumy opadów z dwunastu stacji meteorologicznych na SPO MI – 2020 r.

Mierzony parametr	Miesiąc											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Temp. +2 m [°C]	1,3	2,8	3,4	7,7	10,4	17,3	17,5	18,6	14,1	9,7	4,7	1,1
Suma opadów [mm]	42,9	73,4	38,8	8,3	92,9	131,7	56,5	87,6	59,6	98,6	23,1	33,8
Wilg. powietrza +2 m [%]	94,2	87,8	74,0	58,8	74,6	83,6	78,4	79,5	86,5	94,2	96,0	95,8
Promieniowanie [W/m <sup>2</sup> ]	14,8	31,5	89,5	174,3	170,5	171,6	195,9	161,2	104,5	40,3	16,3	8,3

**Roczne sumy opadów** wynosiły od 512,6 mm w Łącku do 1365,7 mm na stacji w Szklarskiej Porębie (tab. 6.3). Miesięczne sumy opadów zawierały się w przedziale od 2,2 mm w kwietniu na stacjach w Kruczu i Łącku do 254,0 mm w październiku w Szklarskiej Porębie. Suma opadów w sezonie wegetacyjnym wyniosła od 297,5 mm w Strzałowie do 690,9 mm na stacji w Szklarskiej Porębie. Większość opadów (59,1% sumy rocznej) przypadła na okres letni (od kwietnia do września). Stosunek sumy opadów z okresu letniego do sumy opadów z całego roku wahał się od 49,7% w Strzałowie do 78,0% w Łącku. Średnia miesięczna suma opadu ze stacji w skali roku wyniosła 62,3 mm i była o 7,9 mm wyższa niż w 2019 r. W sezonie wegetacyjnym było to 72,9 mm/m-c (o 13,6 mm więcej), zaś w pozostałym okresie 51,8 mm/m-c (o 2,2 mm więcej). Średnia miesięczna suma opadów ze wszystkich stacji była najwyższa w czerwcu (131,7 mm), a najniższa – w kwietniu (8,3 mm) (tab. 6.1). W sezonie wegetacyjnym ponad dwutygodniowe okresy bez opadów wystąpiły czterokrotnie w Łącku, trzykrotnie w Gdańsku, Kruczu, Krotoszynie, Piwnicznej, Szklarskiej Porębie i Zawadzkiem, dwukrotnie w Białowieży, Birczy i w Suwałkach. Okresów dziesięciodniowej suszy nie odnotowano jedynie w Chojnowie oraz w Suwałkach.

**Średnia wilgotność względna powietrza** z całego roku wynosiła 83,6%, w sezonie wegetacyjnym było to 76,9%, w pozostałym okresie – 90,3%. Średnia roczna zawierała się w przedziale od 78,2% w Białowieży do 88,7% w Szklarskiej Porębie. Średnie miesięczne wartości tego parametru ze wszystkich stacji oscylowały od 58,8% w kwietniu do 96,0% w listopadzie (tab. 6.1).

**Średnie promieniowanie całkowite** z całego okresu pomiarowego zawierało się w przedziale od 44,7 W/m<sup>2</sup> na stacji w Chojnowie do 117,6 W/m<sup>2</sup> w Krotoszynie. Miesiącem o najsilniejszym średnim promieniowaniu był lipiec (195,9 W/m<sup>2</sup>), zaś najmniejsze promieniowanie występowało w grudniu (8,3 W/m<sup>2</sup>) (tab. 6.1). Średnia dla sezonu wegetacyjnego wyniosła 163,0 W/m<sup>2</sup>, a dla pozostałej części roku 33,5 W/m<sup>2</sup>.

**Prędkość i kierunek wiatru.** Pogodę z wiatrem notowano najrzadziej na stacji w Chojnowie (48% wszystkich pomiarów), a najczęściej na stacji w Łącku (96%). Wiatry z kierunków zachodnich dominowały w Chojnowie, Gdańsku, Krotoszynie i Kruczu; wiatry południowe – przeważały w Białowieży, Birczy, Szklarskiej Porębie Suwałkach i w Zawadzkiem.; wiatry wschodnie – w Strzałowie i Łącku, a wiatry północno-wschodnie – w Piwnicznej.



**Tabela 6.2.** Średnie wartości temperatury powietrza [°C] roczne oraz dla okresu wegetacyjnego – stacje meteorologiczne na SPO MI, lata 2015-2020.

Stacja meteorologiczna	Średnia temperatura roczna						Średnia temp. okresu wegetacyjnego (IV-IX)					
	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Białowieża-Czerlonka	8,7	8,0	8,0	8,5	9,2	9,1	15,2	14,8	14,8	16,6	15,4	14,7
Bircza-Lodzinka	9,1	8,4	7,7	8,8	9,6	9,1	15,3	15,3	14,0	16,3	15,2	14,5
Chojnów-Dobiesz	8,6	8,5	8,5	9,4	10,1	9,7	14,7	15,3	14,7	17,2	16,1	15,0
Gdańsk-Wyspowo	9,5	8,2	8,5	9,6	9,5	9,5	15,0	14,1	13,7	16,4	14,8	14,0
Krotoszyn-Roszki	10,5	9,8	9,7	10,6	10,7	10,4	16,2	16,1	15,5	18,0	16,5	15,8
Krucz-Kruczlas	9,2	9,1	8,9	9,6	10,2	9,9	15,1	15,4	14,3	16,8	15,9	14,9
Łąck-Podgórze	11,1	9,5	9,1	9,7	10,1	9,8	17,3	16,2	15,1	17,3	16,1	15,0
Piwniczna-Andrzejówka	6,6	6,1	6,6	8,3	8,4	8,0	12,5	12,1	13,3	15,7	14,2	13,9
Strzałowo-Krutyń	8,3	7,6	7,5	7,7	8,6	9,0	14,1	14,3	13,4	15,5	14,4	14,2
Suwałki-Hańcza	8,8	7,6	7,6	8,0	8,6	8,7	14,4	14,5	13,5	16,1	14,7	14,0
Sz. Poręba-Jakuszyce	6,3	4,9	5,2	5,8	5,9	5,6	11,7	10,8	10,7	12,5	11,1	10,3
Zawadzkie	10,5	10,0	9,5	10,6	10,4	9,8	16,7	16,4	15,7	18,0	16,3	15,0
Średnia	8,9	8,1	8,1	8,9	9,3	9,0	14,9	14,6	14,1	16,4	15,1	14,3

**Porównanie warunków pogodowych z lat 2015, 2018, 2019 i 2020.** Rok 2015, a następnie lata 2018, 2019 i 2020 były latami najcieplejszymi od początku pomiarów na stacjach meteorologicznych monitoringu intensywnego. Rok 2019 charakteryzował się najwyższą temperaturą roczną i wysokimi temperaturami maksymalnymi (choć niższymi od najwyższych temperatur maksymalnych z 2015 r.). Temperatures maksymalne 2020 r. były najniższe (w porównaniu z latami 2015, 2018 i 2019). Rok 2020 był zbliżony temperaturowo do 2018 r, ale cieplejszy od 2015 r. Na rekordowy poziom średniej rocznej temperatury w 2019 r. miały wpływ anomalnie ciepłe miesiące zimowe. Temperatures sezonu wegetacyjnego były najwyższe w roku 2018, w 2019 były już znacznie niższe, a w 2020 r. – najniższe (tab. 6.2).

Rok 2015, przy nie najwyższych temperaturach sezonu wegetacyjnego, charakteryzował się epizodami ekstremalnie wysokich temperatur i najniższym poziomem opadów tego sezonu w porównaniu do lat 2018–2020 (tab. 6.3). Zdecydowanie bardziej dotkliwe warunki wystąpiły w 2018 r., kiedy podobnej sumie opadów rocznych towarzyszyły radykalnie wyższe temperatury lata. Korzystniej w tym porównaniu wypada rok 2019 z większą sumą opadów, choć stosunkowo wysoką temperaturą sezonu wegetacyjnego. Rok 2020 wydaje się na tym tle najkorzystniejszy, gdyż przy najniższej średniej temperaturze okresu wegetacyjnego charakteryzował się najwyższą sumą opadów rocznych i co ważniejsze także najwyższą sumą opadów okresu wegetacyjnego (pomimo skrajnie suchego kwietnia, kluczowego dla wegetacji).

**Tabela 6.3.** Sumy opadów [mm] roczne oraz dla okresu wegetacyjnego – stacje meteorologiczne na SPO MI, lata 2015-2020.

Stacja meteorologiczna	Opad - suma roczna						Opad - suma okresu wegetacyjnego (IV-IX)					
	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Białowieża-Czerlonka	610,0	800,1	1017,0	606,9	478,9	589,1	317,3	410,2	629,5	338,3	255,3	340,4
Bircza-Łodzinka	741,5	865,5	1025,7	710,6	734,4	896,7	454,1	414,0	611,6	437,1	467,4	627,5
Chojnów-Dobiesz	632,7	630,0	706,2	555,3	567,2	753,7	422,3	208,9	270,6	283,5	277,0	478,6
Gdańsk-Wyspowo	659,4	825,7	1068,4	608,9	775,1	740,6	290,0	413,1	612,9	276,2	371,4	382,7
Krotoszyn-Roszki	461,2	631,7	701,7	509,9	485,9	573,9	231,3	277,6	371,6	331,1	278,6	333,0
Krucz-Kruczlas	427,7	609,0	831,7	483,1	481,0	586,7	220,0	307,6	503,0	271,8	256,8	312,2
Łąck-Podgórze	662,7	726,5	874,9	406,4	458,1	512,6	319,8	247,1	573,0	209,8	276,6	399,7
Piwniczna-Andrzejówka	702,5	778,1	945,6	674,5	902,3	878,4	484,7	318,6	602,3	466,5	548,9	469,2
Strzałowo-Krutyń	727,7	868,3	934,1	676,7	629,5	598,6	283,2	319,5	460,5	430,4	434,9	297,5
Suwałki-Hańcza	416,2	615,8	956,7	474,4	476,5	697,0	175,8	325,9	491,9	268,2	248,4	406,5
Sz. Poręba-Jakuszyce	852,9	1317,2	1127,5	778,2	1219,7	1365,7	425,7	599,7	626,7	330,1	437,1	690,9
Zawadzkie	509,0	669,8	888,2	479,0	628,8	771,7	287,2	318,3	537,1	289,9	414,1	500,1
Średnia	617,0	778,1	923,1	580,3	653,1	747,1	326,0	346,7	524,2	327,7	355,5	436,5

Najchłodniejszym miesiącem był grudzień (średnia temperatura z 12 stacji wynosiła 1,1°C), najcieplejszym – sierpień (18,6°C). Najniższą średnią miesięczną temperaturę odnotowano w styczniu w Piwnicznej (-2,8°C), a najwyższą – w sierpniu w Krotoszynie (+20,7°C).

Średni miesięczny opad na stację wynosił 62,3 mm i był o 7,9 mm wyższy niż w 2019 r. W sezonie wegetacyjnym było to 72,9 mm/m-c (o 13,6 mm więcej niż w 2019 r.), zaś w pozostałym okresie 51,8 mm/m-c (o 2,2 mm więcej niż w 2019 r.).

Większość opadów (59,1% sumy rocznej) przypadała na okres letni (od kwietnia do września). Roczne sumy opadów na stacjach meteorologicznych MI wynosiły od 512,6 mm w Łącku do 1365,7 mm w Szklarskiej Porębie. Sumy opadów okresu wegetacyjnego zawierały się w przedziale od 297,5 mm w Strzałowie do 690,9 mm w Szklarskiej Porębie.

Rok 2020, w porównaniu z latami 2015, 2018 i 2019, charakteryzował się najkorzystniejszymi dla wegetacji warunkami meteorologicznymi. Przy najniższej średniej temperaturze okresu wegetacyjnego charakteryzował się najwyższą sumą opadów rocznych i co ważniejsze także najwyższą sumą opadów okresu wegetacyjnego.

## 7. POZIOM STĘŻENIA NO<sub>2</sub> I SO<sub>2</sub> W POWIETRZU NA TERENACH LEŚNYCH – ANNA KOWALSKA

W zakres badań jakości powietrza na SPO MI wchodzi oznaczenia stężeń głównych zanieczyszczeń gazowych: dwutlenku siarki i dwutlenku azotu metodą pasywną z użyciem próbników dyfuzyjnych typu Amaya, z trietanolaminą jako substancją aktywną (Krochmal i Kalina 1997a, 1997b).

### 7.1. Dwutlenek siarki

Niskie średnie roczne stężenia dwutlenku siarki (poniżej 1 µg m<sup>-3</sup>) występowały, podobnie jak w latach ubiegłych, w nadleśnictwach zlokalizowanych w północno-wschodniej Polsce (Strzałowo, Gdańsk Białowieża, Suwałki). W Kruczu, Chojnowie, Szklarskiej Porębie, Piwnicznej i Łącku stężenia mieściły się w zakresie od 1,2 do 1,4 µg m<sup>-3</sup>

<sup>3</sup>. Wyższe średnie roczne stężenia notowano w nadleśnictwach Bircza, Krotoszyn i Zawadzkie, odpowiednio:  $1,5 \mu\text{g m}^{-3}$ ,  $1,7 \mu\text{g m}^{-3}$  i  $2,0 \mu\text{g m}^{-3}$ . Stężenia w Zawadzkim i Birczy były istotnie wyższe niż na powierzchniach w Strzałowie, Gdańsku, Białowieży i Suwałkach ( $p \leq 0,05$ , test Kruskala-Wallisa z wielokrotnym porównaniem średnich rang).

Niskie stężenia  $\text{SO}_2$  w nadleśnictwach północnej i północno-wschodniej Polski wynikają m.in. z warunków demograficznych i stopnia uprzemysłowienia regionów. Województwa: podlaskie i warmińsko-mazurskie mają najniższą w kraju gęstość zaludnienia oraz najniższą emisję gazowych zanieczyszczeń powietrza z zakładów szczególnie uciążliwych dla jakości powietrza (Rocznik Statystyczny Województw 2020), co znajduje odzwierciedlenie w jakości powietrza w lasach.

Średnie miesięczne stężenia  $\text{SO}_2$  mieściły się w przedziale  $0,2\text{--}5,7 \mu\text{g m}^{-3}$ . Rozkład stężeń w kolejnych miesiącach roku zatracą cechy charakterystyczne dla lat poprzednich, czyli różnice stężeń między okresem zimowym a letnim, co może być odzwierciedleniem panujących warunków pogodowych. Rok 2020 został zaklasyfikowany jako ekstremalnie ciepły. W miesiącach zimowych: szczególnie w styczniu i lutym temperatury były znacznie wyższe od normy klimatologicznej, a sezon zimowy 2019/2020 zyskał miano najcieplejszej zimy od połowy XX wieku i od początków pomiarów instrumentalnych na ziemiach polskich (Klimat Polski 2020). Za tymi zjawiskami mogło postępować zmniejszone zapotrzebowanie na paliwa do celów grzewczych, przekładając się na wielkość emisji gazowych zanieczyszczeń powietrza zimą. Wzorem lat poprzednich, z wyjątkiem roku 2019, zaobserwowano zależność między stężeniami  $\text{SO}_2$  a średnią temperaturą powietrza.

Podobnie jak w latach ubiegłych niskie średnie roczne stężenia  $\text{SO}_2$  (poniżej  $1 \mu\text{g m}^{-3}$ ) występowały w nadleśnictwach północno-wschodniej Polski (Strzałowo, Gdańsk, Białowieża i Suwałki), najwyższe ( $2,0 \mu\text{g m}^{-3}$ ) – zanotowano w Zawadzkim.

W 2020 r. średnie roczne stężenia  $\text{SO}_2$  stanowiły od 73% do 119% wartości notowanych w roku 2019. Spadki stężeń zanotowano na ośmiu, a wzrosty na trzech powierzchniach.

Poziom dopuszczalny  $\text{SO}_2$  w powietrzu określony Rozporządzeniem Ministra Środowiska (Dz.U. z dn. 18 września 2012, poz. 1031) dla roku kalendarzowego i pory zimowej (okres od 1 października do 31 marca) ze względu na ochronę roślin wynosi  $20 \mu\text{g m}^{-3}$ . Średnie roczne stężenia  $\text{SO}_2$  na powierzchniach zawierały się w przedziale od  $0,66 \mu\text{g m}^{-3}$  do  $2,02 \mu\text{g m}^{-3}$ , tj. od 3% do 10% wartości dopuszczalnej. W porze zimowej zakres stężeń wynosił od  $0,65 \mu\text{g m}^{-3}$  do  $2,64 \mu\text{g m}^{-3}$ , tj. od 3% do 13% wartości dopuszczalnej. Nie stwierdzono zatem stężeń stwarzających bezpośrednie zagrożenie dla ochrony roślin.

## 7.2. Dwutlenek azotu

Podobnie jak w poprzednich latach badań, w nadleśnictwach Polski północnej i północno-wschodniej: Białowieża ( $3,3 \mu\text{g m}^{-3}$ ), Strzałowo ( $3,3 \mu\text{g m}^{-3}$ ), Suwałki ( $4,5 \mu\text{g m}^{-3}$ )

<sup>3</sup>) i Gdańsk ( $4,0 \mu\text{g m}^{-3}$ ), a także w rejonach podgórskich i górskich: Bircza i Piwniczna ( $3,1 \mu\text{g m}^{-3}$ ) oraz Szklarska Poręba ( $3,7 \mu\text{g m}^{-3}$ ) występowały średnio rocznie niższe stężenia  $\text{NO}_2$ , niż w Chojnowie, Łącku, Krotoszynie i Zawadzkiem (od  $7,1$  do  $9,9 \mu\text{g m}^{-3}$ ).

Wysoki poziom stężeń  $\text{NO}_2$  na powierzchniach jest związany z ich lokalizacją w pobliżu źródeł zanieczyszczenia. Punkt pomiarowy w Chojnowie jest zlokalizowany w pobliżu dużych arterii komunikacyjnych, w odległości około 20 km od aglomeracji warszawskiej; powierzchnia w Łącku – w odległości 5 km od Płocka, dużego ośrodka przemysłu rafineryjnego; powierzchnia w Zawadzkiem – na Górnym Śląsku, w rejonie o największej w skali kraju gęstości zaludnienia oraz wysokiej urbanizacji i uprzemysłowieniu, natomiast powierzchnia w Krotoszynie – w Wielkopolsce, regionie o najwyższym w Polsce zużyciu mineralnych nawozów azotowych w przeliczeniu na hektar (emisja  $\text{NO}_x$  z gleb) (Rocznik Statystyczny Rolnictwa GUS 2019).

Średnie miesięczne stężenia dwutlenku azotu wahały się w granicach od  $1,0 \mu\text{g m}^{-3}$  do  $20,7 \mu\text{g m}^{-3}$  i wykazywały sezonowość. Na kilku powierzchniach obserwowano istotną ( $p \leq 0,05$ ) ujemną zależność stężenia  $\text{NO}_2$  i temperatury: ze spadkiem temperatury wzrastało średnie miesięczne stężenie  $\text{NO}_2$ .

Najwyższe miesięczne stężenie  $\text{NO}_2$  zanotowano w grudniu w Zawadzkiem ( $20,7 \mu\text{g m}^{-3}$ ) i nieco niższe w Łącku, Krotoszynie, Kruczu i Chojnowie (od  $12,9 \mu\text{g m}^{-3}$  do  $17,5 \mu\text{g m}^{-3}$ ). Stężenia niższe niż  $3 \mu\text{g m}^{-3}$  występowały przeważnie między marcem a wrześniem w Strzałowie i Białowieży, od lutego do września w Piwnicznej i Birczy oraz od marca do lipca w Szklarskiej Porębie.

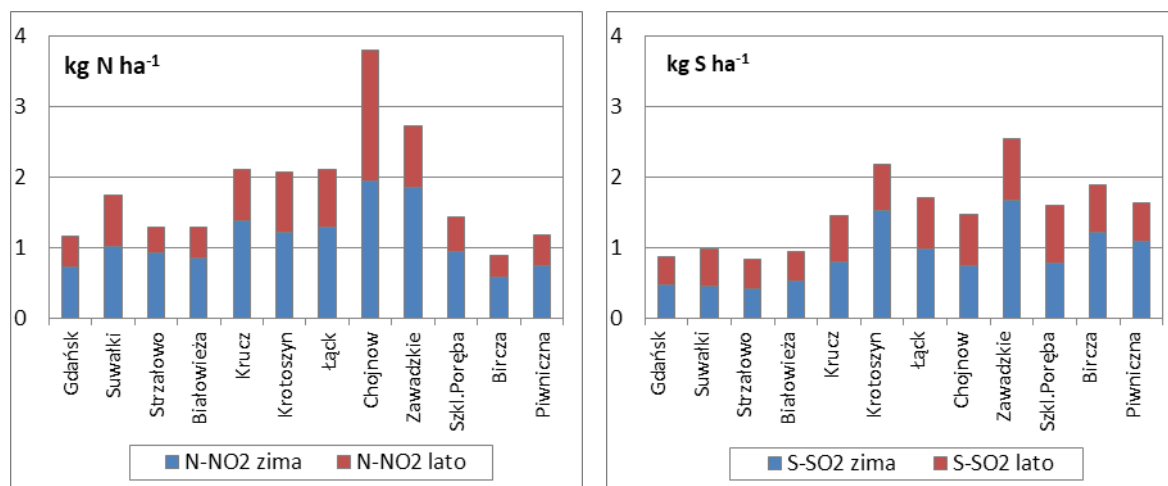
Podobnie jak w latach ubiegłych, wysokie średnie roczne stężenia  $\text{NO}_2$  notowano w rejonach Polski centralnej (w Chojnowie i Łącku), na zachodzie (w Krotoszynie) oraz na południu kraju (w Zawadzkiem), odpowiednio:  $9,9$ ,  $7,3$ ,  $7,2$  i  $7,1 \mu\text{g m}^{-3}$ . W pozostałych lokalizacjach średnie roczne stężenia  $\text{NO}_2$  były niższe (od  $3,1$  do  $4,5 \mu\text{g m}^{-3}$ ).

W 2020 r. na dziesięciu powierzchniach nastąpił niewielki spadek stężeń  $\text{NO}_2$  w stosunku do lat 2019 i 2018, średnie roczne stężenia stanowiły tam od 81% do 94% wartości z roku 2019. Na powierzchniach w Białowieży i Krotoszynie nie zaobserwowano w tym okresie istotnych zmian.

Dopuszczalny poziom tlenków azotu w powietrzu określony Rozporządzeniem Ministra Środowiska (Dz.U. z dn. 18 września 2012, poz. 1031) dla roku kalendarzowego ze względu na ochronę roślin wynosi  $30 \mu\text{g m}^{-3}$ . W 2020 r. średnie stężenia  $\text{NO}_2$  wynosiły od  $3,1 \mu\text{g m}^{-3}$  do  $9,9 \mu\text{g m}^{-3}$ , tj. odpowiednio od 10% do 33% wartości dopuszczalnej. Nie stwierdzono zatem, podobnie jak w przypadku dwutlenku siarki, stężeń stwarzających bezpośrednie zagrożenie dla ochrony roślin.

### 7.3. Depozycja gazowych związków siarki i azotu

Na podstawie średnich stężeń rocznych i sezonowych oszacowano ładunek N i S (w  $\text{kg ha}^{-1}$ ), jaki był deponowany na SPO MI w 2020 r. (ryc. 7.1). Obliczenia wykonano przyjmując za Thimonier i in. (2005), że prędkość osadzania  $\text{SO}_2$  dla powierzchni leśnych wynosi  $8 \text{ mm s}^{-1}$ , zaś za Rihm (1996), że prędkość osadzania  $\text{NO}_2$  wynosi  $3 \text{ mm s}^{-1}$  dla drzewostanów liściastych oraz  $4 \text{ mm s}^{-1}$  dla drzewostanów iglastych.



**Rycina 7.1.** Szacunkowy roczny depozyt azotu w formie  $\text{NO}_2$  i siarki w formie  $\text{SO}_2$  na powierzchniach monitoringu intensywnego w 2020 r. (kolejność powierzchni wg lokalizacji w krainach przyrodniczo-leśnych)

Gazowa roczna depozycja siarki była najniższa (od  $0,8$  do  $1,0 \text{ kg S ha}^{-1}$ ) w nadleśnictwach Polski północno-wschodniej (w Strzałowie, Białowieży, Suwałkach i Gdańsku). W Polsce centralnej (w Chojnowie) oraz w Wielkopolsce (w Kruczu) wynosiła  $1,5 \text{ kg S ha}^{-1}$ , w Sudetach (w Szklarskiej Porębie) i w Beskidzie (w Piwnicznej) wynosiła  $1,6 \text{ kg S ha}^{-1}$ , w Łącku i w Birczy –  $1,7$  i  $1,9 \text{ kg S ha}^{-1}$ , w Wielkopolsce (w Krotoszynie) –  $2,2 \text{ kg S ha}^{-1}$ . Najwyższą roczną depozycję siarki odnotowano w Zawadzkim –  $2,6 \text{ kg S ha}^{-1}$  (ryc. 7.1).

Najmniejszą roczną depozycję azotu (około  $0,9 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) odnotowano w Birczy, w rejonie podkarpackim. Niskie ilości (od  $1,2$  do  $1,4 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) zostały zdeponowane w Białowieży, Gdańsku i Strzałowie (północna i północno-wschodnia część kraju) w Piwnicznej (w Karpatkach) oraz w Szklarskiej Porębie (w Sudetach). Pośrednie ilości (od  $1,7$  do  $2,1 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) – otrzymały powierzchnie w Suwałkach, Krotoszynie, Łącku i Kruczu. Wysoką depozycję odnotowano w Zawadzkim ( $2,7 \text{ kg N ha}^{-1}$ ), a najwyższą – w Chojnowie ( $3,8 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) (ryc. 7.1).

Na badanych powierzchniach od 51% do 73% depozycji azotu oraz od 47% do 69% depozycji siarki przypadało na okres zimowy.

Łączna depozycja siarki i azotu z atmosfery była niska w nadleśnictwach północno-wschodniej (w Białowieży, Strzałowie i Suwałkach) oraz północnej Polski (w Gdańsku). Uzyskane wyniki są zgodne z danymi GUS-u, według których emisja w ilościach bezwzględnych dwutlenku siarki i tlenków azotu z zakładów szczególnie uciążliwych w województwach podlaskim i warmińsko-mazurskim (Polska północno-wschodnia, region w którym zlokalizowane są ww. powierzchnie) należy do najniższych w skali kraju (Rocznik Statystyczny Województw 2020). Ponadto antropopresja wywoływana głównie przez źródła rolnicze nie jest tu tak dużym obciążeniem dla ekosystemów leśnych jak w innych rejonach kraju. W nadleśnictwie Gdańsk, pomimo względnej bliskości aglomeracji trójmiejskiej (ok. 10 km od powierzchni), wpływ urbanizacji na stan powietrza jest umiarkowany. Wyniki prac modelowych prowadzonych w ramach CLRTAP (Slootweg i in., 2014) wskazują, że narażenie północnych rejonów Polski na przekroczenia ładunków krytycznych kwasowości i eutrofizacji jest niewielkie.

Powierzchnie zlokalizowane w górach i na pogórzu (Szklarska Poręba, Piwniczna i Bircza) również charakteryzowały się dość niskimi wartościami sumarycznej depozycji siarki i azotu. Wysoka lesistość (powyżej 60%), małe zaludnienie i niski współczynnik urbanizacji w województwie podkarpackim, na terenie którego położona jest powierzchnia w Birczy, są prawdopodobnymi przyczynami utrzymującego się od wielu lat niskiego poziomu zanieczyszczeń gazowych. Ogólna emisja SO<sub>2</sub> i NO<sub>x</sub> z zakładów szczególnie uciążliwych jest co najmniej kilkukrotnie niższa niż w województwach mazowieckim, wielkopolskim i opolskim, gdzie zlokalizowane są powierzchnie z wyższym poziomem zanieczyszczeń (Rocznik Statystyczny Województw 2020).

Od lat najbardziej obciążone zanieczyszczeniami atmosferycznymi są powierzchnie badawcze w Chojnowie i Zawadzkiem. Przyczyną wysokich stężeń zanieczyszczeń gazowych na powierzchni w Chojnowie jest prawdopodobnie komunikacja samochodowa i sąsiedztwo Warszawy. Powierzchnia w Zawadzkiem zlokalizowana jest na granicy województw opolskiego i śląskiego, w najgęściej zaludnionej części kraju, o wysokim wskaźniku urbanizacji i uprzemysłowieniu. Poziomy emisji według danych GUS należą na Śląsku do najwyższych w Polsce, ponadto są w skali kraju w niewielkim stopniu zatrzymane w urządzeniach do redukcji zanieczyszczeń (25,8% zatrzymanych zanieczyszczeń gazowych w 2019 roku w zestawieniu ze średnią dla Polski 70,3%) (Rocznik Statystyczny Województw 2020).

Tereny Polski centralnej, na których depozycja gazowych zanieczyszczeń była pośrednia i wysoka, pokrywają się z obszarami, na których istnieje ryzyko przekroczeń

ładunków krytycznych eutrofizacji i zakwaszenia. Prognozy do roku 2020 wskazują, że w tych rejonach kraju zagrożenie dla ekosystemów ze strony zanieczyszczeń powietrza siarką i azotem utrzymuje się nawet po wdrożeniu ustaleń zrewidowanego Protokołu z Göteborga (Slootweg i in. 2014).

Na obserwowane spadki depozycji gazowej w roku 2020 mogło mieć wpływ ograniczenie aktywności ludzkiej wywołane pandemią COVID-19 (por. Berman i Ebisu, 2020), jednak skala tego zjawiska będzie możliwa do oszacowania dopiero w okresie późniejszym.

Łączna depozycja siarki i azotu z atmosfery była niska w nadleśnictwach Polski północnej i północno-wschodniej: w Białowieży, Gdańsku, Strzałowie i Suwałkach (od 2,0 do 2,7 kg N+S ha<sup>-1</sup> rok<sup>-1</sup>). Powierzchnie zlokalizowane w górach i na pogórzu: w Szklarskiej Porębie, Piwnicznej i Birczy wyróżniały się niewiele wyższymi wartościami sumarycznej depozycji (od 2,8 do 3,0 kg N+S ha<sup>-1</sup> rok<sup>-1</sup>). W Wielkopolsce (w Kruczu i Krotoszynie) oraz na Mazowszu (w Łącku) obciążenie sumarycznym ładunkiem zanieczyszczeń gazowych było pośrednie (od 3,6 do 4,3 kg N+S ha<sup>-1</sup> rok<sup>-1</sup>). Najbardziej obciążone zanieczyszczeniami z powietrza były, podobnie jak w latach ubiegłych, powierzchnie w Chojnowie i Zawadzkiem, w 2020 r. depozycja wynosiła tam: 5,3 i 5,2 kg N+S ha<sup>-1</sup>.

Na większości powierzchni depozycja gazowa zmalała w stosunku do roku 2019. W Krotoszynie wzrosła o 9%, natomiast w Zawadzkiem i w Szklarskiej Porębie utrzymywała się na niemal niezmiennym poziomie.

Prognozy do roku 2020 wskazują, że w Polsce centralnej, w rejonach o wysokiej i średniej depozycji gazowych zanieczyszczeń powietrza, zagrożenie dla ekosystemów ze strony SO<sub>2</sub> i NO<sub>2</sub> utrzymuje się nawet po wdrożeniu ustaleń zrewidowanego Protokołu z Göteborga (Slootweg i in. 2014).

## **8. WIELKOŚĆ DEPOZYTU WNOSZONEGO Z OPADAMI ATMOSFERYCZNYMI NA TERENACH LEŚNYCH – ANNA KOWALSKA**

Badania składu chemicznego opadów na terenach leśnych Polski prowadzone są w ramach monitoringu intensywnego w dwunastu punktach pomiarowych, zlokalizowanych w pobliżu SPO MI poza zasięgiem koron drzew, z reguły w sąsiedztwie stacji meteorologicznych (ryc. 9.1).

Na skład chemiczny opadów wpływa szereg czynników, na które składają się m. in. bliskość źródeł zanieczyszczeń oraz ich rozprzestrzenianie, warunki meteorologiczne (wiek i kierunek mas powietrza, temperatura, wiatr) oraz warunki topograficzne.

**Tabela 8.1.** Depozyt roczny [kg·ha<sup>-1</sup>] (bez RWO) wniesiony z opadami na SPO MI w 2020 roku.

Nadleśnictwo	Strzałowo	Białowieża	Krucz	Chojnów	Zawadzkie	Suwałki	Szklarska Poręba	Piwniczna	Krotoszyn	Łąck	Gdańsk	Bircza
Gatunek panujący	Sosna					Świerk			Dąb		Buk	
Opad [mm]	614	603	523	714	846	582	1441	810	546	692	646	903
H <sup>+</sup>	0,034	0,017	0,011	0,009	0,085	0,009	0,072	0,035	0,004	0,015	0,021	0,037
Cl <sup>-</sup>	2,45	2,44	2,54	2,82	2,40	3,21	9,31	2,69	2,68	4,07	9,38	2,33
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	3,21	3,26	2,19	2,37	4,16	2,55	3,22	1,72	2,29	2,31	2,97	2,47
S-SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	2,09	2,37	1,84	3,13	2,79	1,99	3,51	2,40	2,32	3,10	2,03	3,68
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	3,48	4,25	3,87	6,34	3,17	2,84	3,39	1,62	4,88	5,02	3,81	3,19
Ca	3,17	3,79	2,64	5,34	2,97	4,99	3,78	3,25	2,99	3,87	2,89	4,38
Mg	0,45	0,62	0,42	0,83	0,46	0,94	0,64	0,46	0,54	0,61	0,93	0,54
Na	1,92	1,98	1,92	2,00	1,89	2,40	7,19	2,41	2,04	1,66	5,78	1,96
K	1,18	1,95	0,89	3,49	1,64	1,00	1,35	1,50	1,64	2,19	4,72	1,58
Fe	0,031	0,031	0,019	0,033	0,032	0,021	0,062	0,033	0,020	0,026	0,035	0,038
Al	0,039	0,031	0,016	0,022	0,038	0,020	0,046	0,029	0,023	0,022	0,030	0,031
Mn	0,063	0,049	0,041	0,027	0,070	0,029	0,034	0,049	0,044	0,125	0,058	0,048
Cd	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,000	0,000	0,001	0,001
Cu	0,013	0,018	0,010	0,024	0,016	0,013	0,026	0,016	0,015	0,019	0,015	0,021
Pb	0,010	0,006	0,007	0,006	0,013	0,011	0,023	0,013	0,007	0,008	0,008	0,013
Zn	0,096	0,112	0,084	0,113	0,133	0,093	0,214	0,129	0,096	0,115	0,109	0,162
RWO	18,3	10,7	7,0	11,9	9,0	8,0	12,7	10,5	8,6	9,5	9,9	10,6
N <sub>tot</sub>	7,8	8,9	7,2	12,0	8,1	6,6	7,9	4,5	8,4	8,3	8,5	7,2
Depozyt całkowity	19,3	22,3	17,6	29,8	20,6	21,3	34,2	17,5	20,8	24,1	34,5	22,0

RWO – rozpuszczony węgiel organiczny, N<sub>tot</sub> – azot całkowity

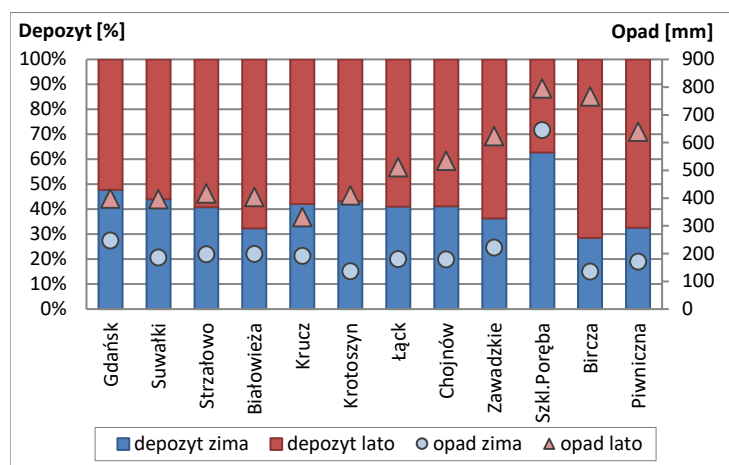
**Przewodność elektrolityczna właściwa (EC)**, charakteryzuje chemizm opadów, pośrednio jest miarą ogólnej zawartości zdysocjowanych soli. W 2020 roku przewodność opadów osiągała średnio rocznie od 8,8 do 18,2  $\mu\text{S cm}^{-1}$ . Miesięczne wahania wynosiły od 5,2  $\mu\text{S cm}^{-1}$  do 125  $\mu\text{S cm}^{-1}$ , najniższą wartość odnotowano w Szklarskiej Porębie w październiku (opad 230 mm) a maksymalną w kwietniu w Chojnowie (opad 24 mm). Obserwowano tendencję do występowania wyższych wartości EC w okresach większych sum opadów.

**Depozycja roczna.** Na depozyt jonów składały się następujące komponenty: azot całkowity, jony wodorowe, chlorki, siarka w formie siarczanu (VI), wapń, sód, potas, magnez, żelazo, glin, mangan i metale ciężkie (tab. 8.1). Niską ilość jonów zdeponowały opady w nadleśnictwach Piwniczna i Krucz (17,5 i 17,6  $\text{kg ha}^{-1}$ ). W Szklarskiej Porębie i Gdańsku depozyt był wysoki, wynosił odpowiednio: 34,2 i 34,5  $\text{kg ha}^{-1}$ . Suma rocznej depozycji na pozostałych powierzchniach wynosiła od 19,3 do 29,8  $\text{kg ha}^{-1}$ .

Na tak wysoką depozycję w Szklarskiej Porębie i Gdańsku, wynikającą głównie z dużej sumy rocznej opadów, składały się przede wszystkim jony Cl<sup>-</sup> i Na (w Gdańsku –



głównie pochodzenia morskiego). Sumaryczna depozycja jonów chlorkowych i sodu była w Szklarskiej Porębie o 1,3 kg ha<sup>-1</sup> wyższa niż w Gdańsku i od 10,8 do 12,2 kg ha<sup>-1</sup> wyższa niż na pozostałych powierzchniach.



**Rycina 8.1.** Suma opadu bezpośredniego [mm] (prawa oś) oraz udział depozytu w sezonie letnim (V-X) i zimowym (I-IV, XI-XII) na SPO MI w 2020 roku

Suma depozycji w okresie zimowym stanowiła od 28% do 48%, a w Szklarskiej Porębie aż 63% depozycji rocznej (ryc. 8.1). Przewaga depozytu okresu letniego wynikała m. in. z wyższej sumy opadów, na miesiące letnie przypadało od 55% do 85% sumy rocznej. Wyjątek stanowiła powierzchnia w Szklarskiej Porębie, gdzie

suma opadów letnich wynosiła 44% opadów rocznych.

Pomiędzy SPO MI wystąpiły istotne różnice szczególnie w depozycji Cl<sup>-</sup>, Na, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> i wskaźników świadczących o równowadze kwasowo-zasadowej opadów. Wyniki testów statystycznych potwierdzają zaobserwowane różnice między Szklarską Porębą, Gdańskiem a szeregiem innych SPO MI pod względem depozycji składników z aerozoli morskich.

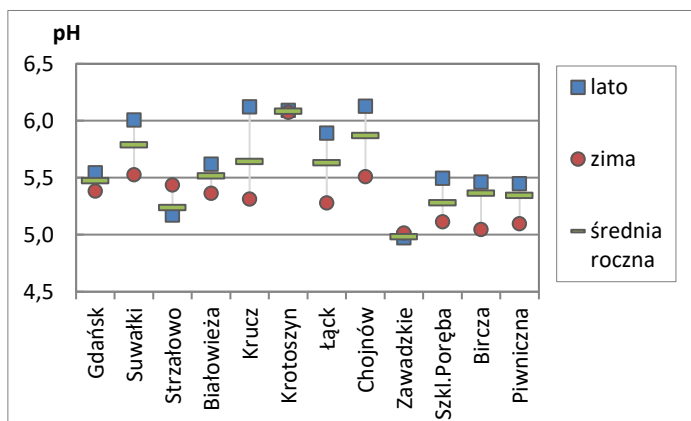
Depozycja w Chojnowie, Białowieży, Łącku, Birczy, Piwnicznej i Suwałkach była wyższa niż w roku 2019 (wzrost o odpowiednio: 43%, 35%, 32%, 17%, 9% i 9%), natomiast najbardziej znaczący spadek (o 15%) zanotowano w Kruczu. Na pozostałych powierzchniach depozycja zmieniła się od -4% do +5% w stosunku do roku 2019.

**Depozyt pierwiastków śladowych**, tj. żelaza, manganu, glinu oraz metali ciężkich: cynku, miedzi, kadmu i ołowiu w kg ha<sup>-1</sup> wynosił od 0,7% do 1,5% depozytu rocznego wszystkich składników. Na metale ciężkie, wśród których ilościowo dominował cynk, przypadło od 0,4% do 0,9%, tj. od 0,10 do 0,26 kg ha<sup>-1</sup> rok<sup>-1</sup>. Największe ilości metali ciężkich zanotowano na SPO MI w Szklarskiej Porębie i Birczy (odpowiednio: 0,26 i 0,20 kg ha<sup>-1</sup> rok<sup>-1</sup>).

Wyniki depozycji metali ciężkich obarczone są stosunkowo dużą niepewnością, wynikającą po pierwsze z problemów analitycznych oznaczeń na poziomie stężeń śladowych, po drugie – i zapewne najważniejsze – ze stosowanej metodyki pobierania

próbek. W przypadku SPO MI można z dużym prawdopodobieństwem stwierdzić, że oszacowana depozycja metali śladowych jest zaniżona.

**Właściwości kwasowo-zasadowe opadów na otwartej przestrzeni.** Średnie miesięczne pH opadów mieściło się w granicach od 5,0 do 6,1. Minimalną wartość osiągnęło w styczniu w Birczy, a maksymalną w kwietniu w Chojnowie.



**Rycina 8.2.** Średnie pH roczne, sezonu letniego (V-X) i zimowego (I-IV i XI-XII) na SPO MI w 2020 r. w opadach na otwartej przestrzeni

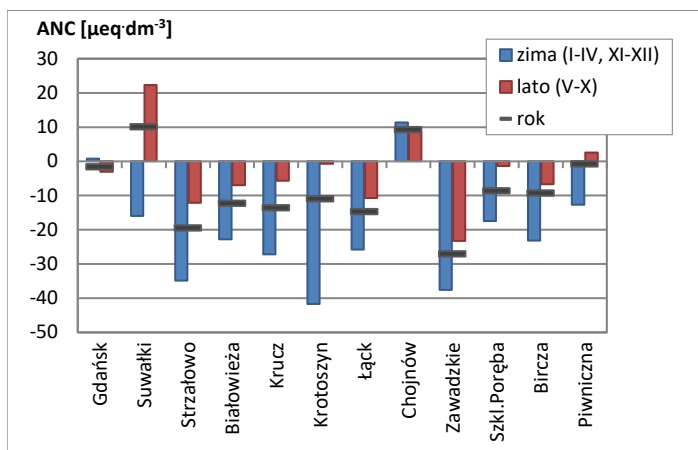
z wyjątkiem Strzałowa i Zawadzkiego. W Zawadzkiem i Krotoszynie różnica odczynu opadów zimą i latem była niewielka.

Najwyższa kwasowość opadów mierzona średnią roczną wartością pH wystąpiła na Śląsku w Zawadzkiem (pH 5,0), wysoka – w nadleśnictwach rejonów górskich, tj. w Szklarskiej Porębie (pH 5,3), Piwnicznej (pH 5,3) i Birczy (pH 5,4) oraz w Strzałowie (pH 5,2) (ryc. 8.2). Niewiele wyższe średnie pH opadów odnotowano w Gdańsku i Białowieży (pH 5,5). W Kruczu i Łącku średnie pH opadów wynosiło 5,6, w Suwałkach 5,8, w Chojnowie 5,9. Najniższą kwasowość opadów odnotowano w Krotoszynie (pH 6,1).

**Pojemność zobojętniania kwasów** (ANC [ $\mu\text{eq dm}^{-3}$ ]) jest miarą zdolności roztworów do zobojętniania mocnych kwasów. W porównaniu do pH pojemność zobojętniania kwasów nie jest zależna od wymiany  $\text{CO}_2$  z powietrzem, od reakcji z jonami glinu czy obecności jonów organicznych (Neal i in. 1999), co czyni ten wskaźnik szczególnie użytecznym w ocenie zakwaszenia środowiska (Neal i in. 1999, Chapman i in. 2008).

Ujemne wartości ANC są wskaźnikiem nadmiarowej ilości jonów mocnych kwasów w opadach, zaś dodatnie – nadmiarowej ilości mocnych zasad. Na SPO MI 74% miesięcznych opadów przyjmowało ujemne wartości ANC, z czego nieco więcej przypadało na okres zimowy (40% próbek pobranych w ciągu roku) niż letni (34% próbek pobranych w ciągu roku).

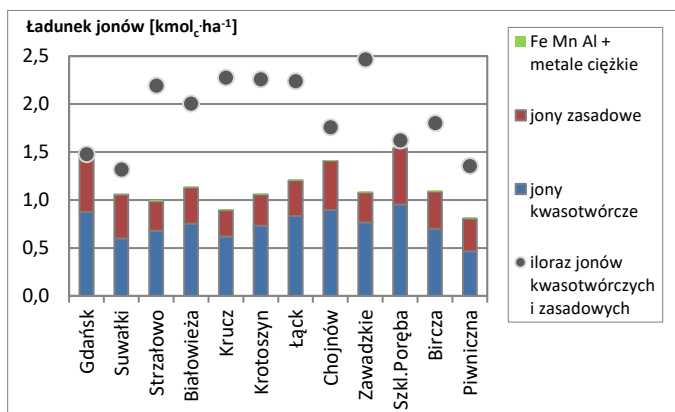
Udział miesięcznych opadów o pH niższym od 5,0 wyniósł 7,6%. Z ponad dziesięcioletnich pomiarów wynika, że udział ten sukcesywnie spada. Opady o pH niższym od 5,0 przeważały w miesiącach zimowych. Średnio w okresie zimowym na większości powierzchni pH opadów było niższe niż w okresie letnim (ryc. 8.2),



**Rycina 8.3.** Pojemność zobojętniania kwasów (ANC) [ $\mu\text{eq} \cdot \text{dm}^{-3}$ ] w opadach na otwartej przestrzeni na SPO MI średnio od stycznia do grudnia, średnio w okresie zimowym (miesiące I-IV i XI-XII) i letnim (V-X) w 2020 r.

Kruczu (odpowiednio: -27,0, -19,4, -14,7 i -13,6  $\mu\text{eq} \text{dm}^{-3} \text{rok}^{-1}$ ).

**Stosunek depozytu jonów kwasotwórczych do zasadowych.** Udział jonów o charakterze zakwaszającym ( $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$  i  $\text{NH}_4^+$ ) w depozycie wyrażonym sumą



**Rycina 8.4.** Ładunek jonów [ $\text{kmol} \cdot \text{ha}^{-1}$ ] oraz stosunek depozytu jonów kwasotwórczych do zasadowych w opadach na otwartej przestrzeni na SPO MI w 2020 r.

zasadowym (poniżej 30%). Niski udział depozycji jonów o charakterze zakwaszającym występował w Piwnicznej i Suwałkach (54% i 56%), przy jednocześnie wysokim udziale jonów o charakterze zasadowym (odpowiednio: 40% i 43%).

W 2020 r. roczny depozyt jonów w opadach mieścił się w zakresie od 17,5 do 34,5  $\text{kg} \text{ha}^{-1}$ . Suma rocznej depozycji była niska w Piwnicznej i w Kruczu (17,5 i 17,6  $\text{kg} \text{ha}^{-1}$ ), natomiast wysoka – w Szklarskiej Porębie i Gdańsku (34,2 i 34,5  $\text{kg} \text{ha}^{-1}$ ).

W Chojnowie, Białowieży, Łącku, Birczy, Piwnicznej i Suwałkach depozycja była wyższa niż w 2019 r. (wzrost o 43%, 35%, 32%, 17%, 9% i 9%). Najbardziej znaczący spadek (o 15%) zanotowano w Kruczu, na pozostałych powierzchniach zakres zmian wyniósł od -4% do 5% w stosunku do roku 2019.

ANC półrocza zimowego było z reguły niższe niż w półroczu letnim, z wyjątkiem Gdańska i Chojnowa (ryc. 8.3). Średnio rocznie ANC osiągnęło wartość dodatnią jedynie w Chojnowie i Suwałkach, na pozostałych powierzchniach przyjmowało wartości ujemne, szczególnie niskie wartości wystąpiły w Zawadzkiem, Strzałowie, Łącku i

ładunku molarnego ( $\text{H}^+$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ , Ca, Na, K, Mg, Fe, Al, Mn, Zn, Cu, Cd i Pb) wynosił od 54 do 68% (ryc. 8.4). Powierzchnie w Krotoszynie, Kruczu i Łącku miały najwyższy udział tych jonów (68%), również w Strzałowie i Zawadzkiem udział ten przekraczał 65%, a zjawisku temu towarzyszył niski udział jonów o charakterze

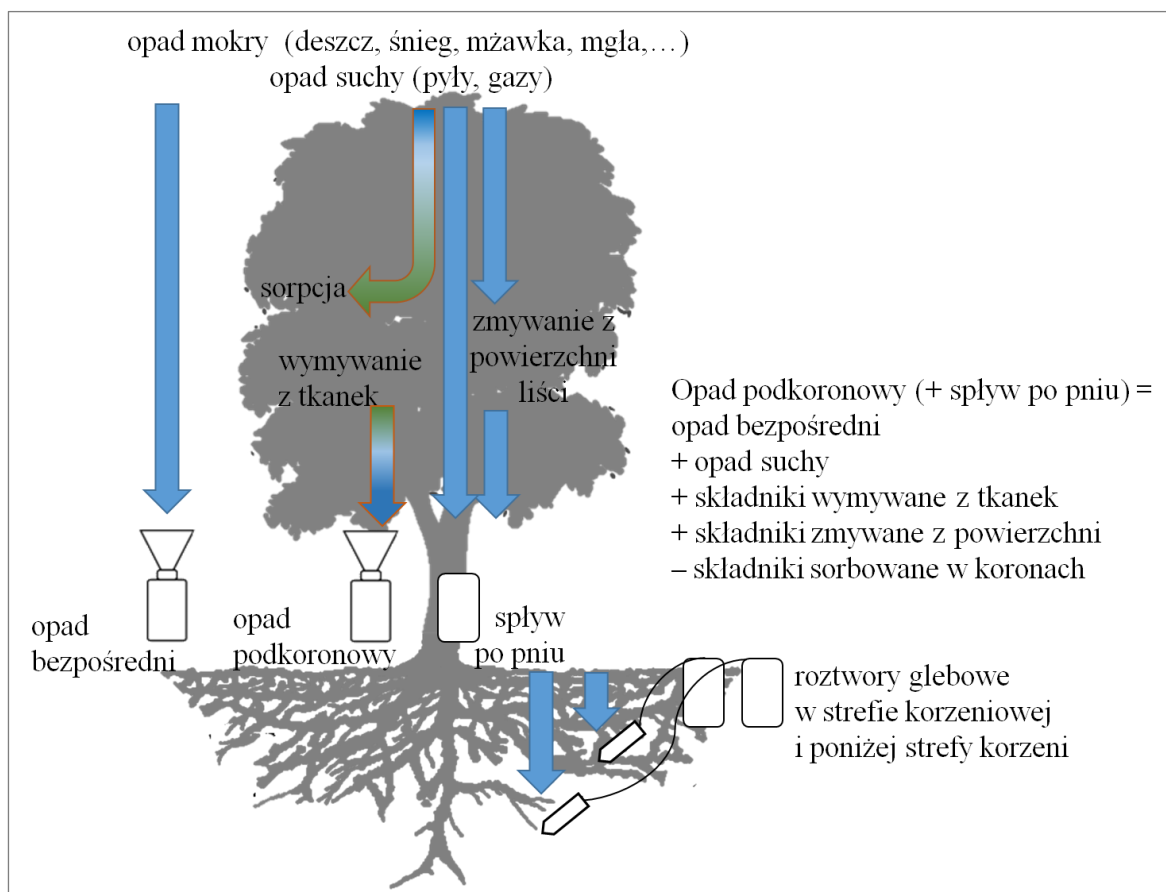
Średnie miesięczne pH opadów mieściło się w granicach od 5,0 do 6,1. Minimalną wartość osiągnęło w styczniu w Birczy, a maksymalną – w kwietniu w Chojnowie. Udział miesięcznych opadów o pH niższym od 5,0 wyniósł 7,6% i z ponad dziesięcioletnich pomiarów wynika, że udział ten sukcesywnie spada.

74% przeanalizowanych próbek opadów na otwartej przestrzeni przyjmowało ujemne wartości ANC. Udział jonów o charakterze zakwaszającym ( $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$  i  $\text{NH}_4^+$ ) w depozycie wyrażonym sumą ładunku molarnego wynosił od 54% (w Piwnicznej) do 68% (w Krotoszynie, Kruczu i Łącku).

Na każdej powierzchni w depozycie rocznym dominowały jony kwasotwórcze, a ich przewaga nad jonami zasad była dwuipółkrotna w Zawadzkiem i ponad dwukrotna w Strzałowie, Łącku, Krotoszynie i Kruczu.

## **9. OPADY PODKORONOWE ORAZ SPŁYW PO PNIU – ANNA KOWALSKA**

Substancje transportowane przez opady atmosferyczne są dostarczane do dna lasu w formie opadów podkoronowych. Dodatkowo trafia do gleby pewna pula pierwiastków, których źródłem są procesy interakcji opadów z koronami drzew. Opady są wzbogacane poprzez wymywanie części składników z tkanek roślinnych i zmywanie z powierzchni aparatu asymilacyjnego suchej depozycji. Równocześnie pierwiastki są pobierane z opadów przez tkanki roślinne bądź sorbowane na powierzchniach roślin, zwłaszcza na korze pni i gałęzi (ryc. 9.1). Opady podkoronowe różnią się od opadów atmosferycznych zarówno pod względem ilości, jak i składu chemicznego. Ich badanie dostarcza istotnych informacji o obiegu pierwiastków w środowisku leśnym.



**Rycina 9.1.** Schemat koncepcyjny badań depozytu i przepływu składników w środowisku leśnym na SPO MI.

## 9.1. Opady podkoronowe

**Średnia przewodność elektrolityczna właściwa** będąca pośrednio miarą ogólnej zawartości jonów w wodach w 2020 roku przyjmowała miesięcznie wartości od 12,0 do 217  $\mu\text{S cm}^{-1}$ . W opadach podkoronowych w niemal wszystkich przypadkach wartości przewodności były wyższe niż w opadach docierających do koron. Wartości przewodności były zależne od ilości opadów w badanym okresie. W okresach niskich opadów zanieczyszczenia dostarczane z wodą opadową i spłukiwane oraz wmywane z liści były obecne w próbkach w dużych stężeniach, zaś wysokim opadom towarzyszył tzw. efekt rozcieńczenia.

**Roczny depozyt podkoronowy** wyliczono jako sumę depozycji azotu całkowitego ( $N_{\text{tot}}$ ), jonów wodorowych, chlorków, siarczanów (VI), jonów wapnia, sodu, potasu, magnezu, żelaza, glinu, manganu i metali ciężkich.

W 2020 r. do gleby wpłynął ładunek substancji od 1,6 do 3,7 razy większy niż z opadem na otwartej przestrzeni. Stosunkowo niskie wzbogacenie pod okapem miało miejsce w drzewostanach: bukowym w Gdańsku (1,6-krotnie), świerkowym w Szklarskiej Porębie,

dębowym w Łącku oraz sosnowych w Kruczu, Strzałowie i Chojnowie (1,7–2,3-krotnie). Opady podkoronowe były bardziej wzbogacone w stosunku do opadów bezpośrednich (2,6–3,7-krotnie) w drzewostanach: dębowym w Krotoszynie, sosnowych w Zawadzkiem i Białowieży oraz w świerczynach w Piwnicznej i Suwałkach.

**Tabela 9.1.** Depozyt roczny [ $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ] wniesiony z opadami w drzewostanach na SPO MI w 2020 r. (bez RWO).

Nadleśnictwo	Strzałowo	Białowieża	Krucz	Chojnow	Zawadzkie	Suwałki	Szklarska Poręba	Piwniczna	Krotoszyn	Łąck	Gdańsk	Bircza		
Gatunek panujący/ mierzony parametr	Sosna					Świerk			Dąb		Buk			
	PK											PK	PP	PK
Opad [mm]	495	332	381	582	636	466	1281	563	408	550	470	40	776	42
H <sup>+</sup>	0,011	0,015	0,012	0,018	0,044	0,004	0,088	0,023	0,007	0,009	0,007	0,001	0,018	0,000
Cl <sup>-</sup>	5,26	5,32	5,16	5,59	6,63	9,00	17,06	6,96	5,49	4,50	12,31	1,39	3,86	0,24
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	2,92	5,69	3,05	3,15	6,79	7,92	7,74	2,90	5,20	2,37	3,47	0,18	3,52	0,05
S-SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	2,43	2,51	1,98	3,76	5,38	3,18	5,32	3,19	3,01	3,97	2,38	0,26	4,45	0,25
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	3,96	3,37	4,05	5,67	7,50	3,54	7,38	4,91	6,41	6,86	3,21	0,14	4,98	0,53
Ca	5,35	11,25	3,60	6,84	6,58	9,55	5,65	3,99	5,12	5,81	3,90	0,27	5,94	0,23
Mg	1,59	2,48	0,93	1,92	1,44	4,51	1,45	1,06	1,91	1,70	1,13	0,07	1,32	0,05
Na	2,95	2,71	3,03	2,87	3,09	4,08	9,40	2,25	2,55	1,97	6,71	0,70	2,37	0,11
K	16,59	20,11	10,58	17,05	14,61	33,09	19,85	21,57	25,02	17,57	13,01	2,54	33,83	2,12
Fe	0,054	0,077	0,063	0,083	0,110	0,066	0,179	0,101	0,126	0,092	0,049	0,008	0,066	0,011
Al	0,102	0,205	0,165	0,195	0,242	0,072	0,194	0,126	0,115	0,088	0,057	0,007	0,076	0,008
Mn	0,208	0,690	0,470	0,541	0,422	0,350	0,189	0,283	0,589	0,768	0,377	0,051	0,236	0,014
Cd	0,001	0,000	0,001	0,001	0,002	0,000	0,001	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000
Cu	0,016	0,019	0,016	0,033	0,023	0,017	0,040	0,021	0,027	0,031	0,015	0,001	0,022	0,001
Pb	0,008	0,005	0,005	0,009	0,015	0,007	0,024	0,010	0,009	0,009	0,007	0,001	0,012	0,001
Zn	0,095	0,113	0,090	0,138	0,173	0,090	0,190	0,128	0,109	0,109	0,080	0,007	0,123	0,008
RWO	50,1	89,0	56,0	73,5	80,3	50,0	83,9	63,4	63,2	48,6	21,2	5,2	36,8	5,5
N <sub>tot</sub>	9,0	11,8	8,9	11,9	16,7	14,2	18,9	10,7	14,7	11,9	8,2	0,6	11,0	0,9
Depozyt w drzewostanie	43,6	57,3	35,0	50,9	55,5	78,2	78,5	50,4	58,7	48,5	48,2	5,9	63,4	4,0

RWO – rozpuszczony węgiel organiczny, N<sub>tot</sub> – azot całkowity, PK – depozyt podkoronowy, PP – depozyt wniesiony ze sływem po pniu

Depozyt podkoronowy mieścił się w zakresie od 35,0 do 78,5  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$  (tab. 9.1). Był wysoki na powierzchniach w Suwałkach i Szklarskiej Porębie (powyżej 78,0  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ). W Birczy przekraczał 60  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ , w Gdańsku, Krotoszynie, Chojnowie, Białowieży, Zawadzkiem oraz w Piwnicznej – przekraczał 50  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ , w Łącku i Krotoszynie – przekraczał 40  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ , natomiast na powierzchni w Kuczu wyniósł jedynie 35  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ .

W opadach podkoronowych występowało więcej istotnych różnic pomiędzy SPO MI, niż w opadach na otwartej przestrzeni. Różnice dotyczyły nieco innych składników niż w opadach na otwartej przestrzeni, uwidaczniając wpływ koron na skład depozycji.

Powierzchnie, gdzie opady podkoronowe charakteryzowały się największą kwasowością (Szkłarska Poręba, Zawadzkie), różniły się istotnie od powierzchni Polski północnej, północno-wschodniej (Białowieża, Suwałki, Gdańsk i Strzałowo) i centralnej (Łąck) pod względem depozycji co najmniej jednego ze składników, które wskazują na zakwaszenie lub eutrofizację opadów: ANC, H<sup>+</sup>, S-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Wyniki wskazują na ogólnie mniejsze obciążenie związkami o charakterze zakwaszającym w lasach Polski północno-wschodniej i centralnej w porównaniu z lasami Śląska i Sudetów.

Wpływy depozycji morskiej zauważane w opadach na otwartej przestrzeni w rejonach nadmorskich (Gdańsk) oraz w Sudetach (Szkłarska Poręba) zaznaczają się także pod okapem drzewostanów w istotnie wyższej depozycji Cl<sup>-</sup> i Na niż na obszarach Polski centralnej (Łąck) i Podkarpacia (Bircza).

W opadach w drzewostanie bukowym w Gdańsku występowały istotnie mniejsze depozyty rozpuszczonego węgla organicznego (RWO) niż w drzewostanie sosnowym w Białowieży, Zawadzkim i świerkowym w Szkłarskiej Porębie. Różnice w depozycji podkoronowej RWO między drzewostanem liściastym i iglastym są opisane w literaturze: Le Mellec i in. (2010) odnotowali mniejsze stężenia i depozyty RWO w opadach w drzewostanie bukowym niż w świerkowym.

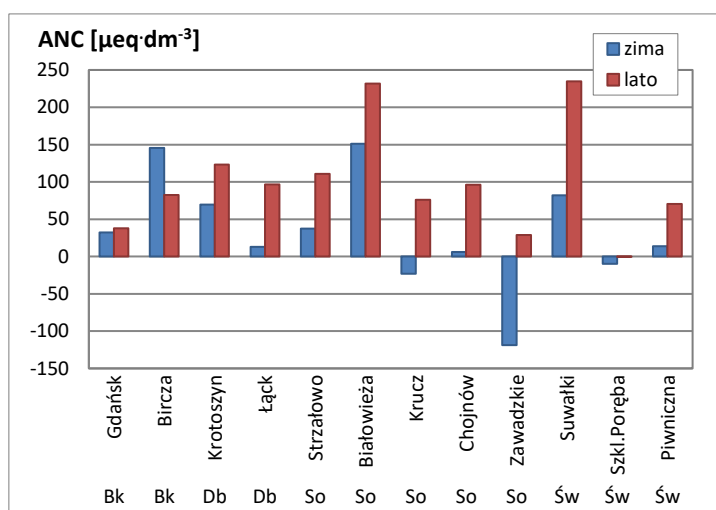
**Depozyt pierwiastków śladowych i metali ciężkich:** żelaza, manganu, glinu, cynku, miedzi, kadmu i ołowiu wynosił od 0,48 do 1,11 kg ha<sup>-1</sup> rok<sup>-1</sup>, co odpowiadało od 0,8% do 2,3% całkowitej rocznej depozycji podokapowej. Najwyższy udział omawianych metali w depozycie ogólnym stwierdzono w Kruczu i Łącku, przy czym w depozycie metali około 58% w Kruczu i aż 70% udziału w Łącku miał Mn. Mangan jest pierwiastkiem łatwo ulegającym wymywaniu z koron drzew i jego stężenia w opadach podkoronowych mogą wielokrotnie przewyższać stężenia w opadach atmosferycznych (Kowalska i Janek 2009). Udział samych metali ciężkich (Zn, Cu, Pb, i Cd) stanowił w sumie rocznego depozytu od 0,1 do 0,4%. Na poszczególnych powierzchniach depozyt metali ciężkich wyniósł od 0,10 do 0,25 kg ha<sup>-1</sup> rok<sup>-1</sup>, z czego od 73% do 82% stanowił cynk.

**Właściwości kwasowo-zasadowe opadów podkoronowych.** Obniżone pH, tj. niższe niż 5,0 występowało na przestrzeni roku w 15% miesięcznych próbek opadów. Opady o pH poniżej 5,0 sporadycznie występowały w półroczu letnim, natomiast przeważały w okresie zimowym, a szczególnie styczniu (na sześciu powierzchniach) oraz lutym (na pięciu powierzchniach).

Powierzchnie zlokalizowane w Polsce północno-wschodniej (Suwałki, Gdańsk) oraz centralnej (Łąck, Krotoszyn) charakteryzowały się wyższym średnim rocznym pH (5,7–6,0) niż w pozostałych rejonach Polski. W 2020 r. najniższa średnia wartość rocznego pH wynosiła 5,1 (w Zawadzkiem na Śląsku), w rejonach górskich (w Szklarskiej Porębie i Piwnicznej) była również stosunkowo niska (do 5,4).

Odczyn opadów był bardziej kwaśny niż średnio w 2019 r. jedynie w Białowieży (o 0,2 jednostki pH), natomiast mniej kwaśny – w Birczy, Krotoszynie, Zawadzkiem, Łącku, Piwnicznej, Strzałowie i Suwałkach (o 0,2 do 0,4 jednostki pH). Na pozostałych powierzchniach pH opadów w 2020 r. było zbliżone do pH z 2019 r.

**Pojemność zobojeźniana kwasów (ANC)**, obliczona jako różnica stężeń kationów mocnych zasad (Ca, Mg, Na, K) i anionów mocnych kwasów ( $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ) w opadach, mierzona w  $\mu\text{eq dm}^{-3}$ , jest wskaźnikiem pozwalającym ocenić, czy w wodach



**Rycina 9.2.** Pojemność zobojeźniana kwasów (ANC) [ $\mu\text{eq} \cdot \text{dm}^{-3}$ ] w opadach podkoronowych na SPO MI w 2020 r. Średnie dla okresu zimowego (miesiące I-IV, XI i XII) i letniego (V-X)

obszerwacyjnych (z wyjątkiem Birczy) ANC półrocza zimowe-go było niższe niż w półroczu letnim (ryc. 9.2).

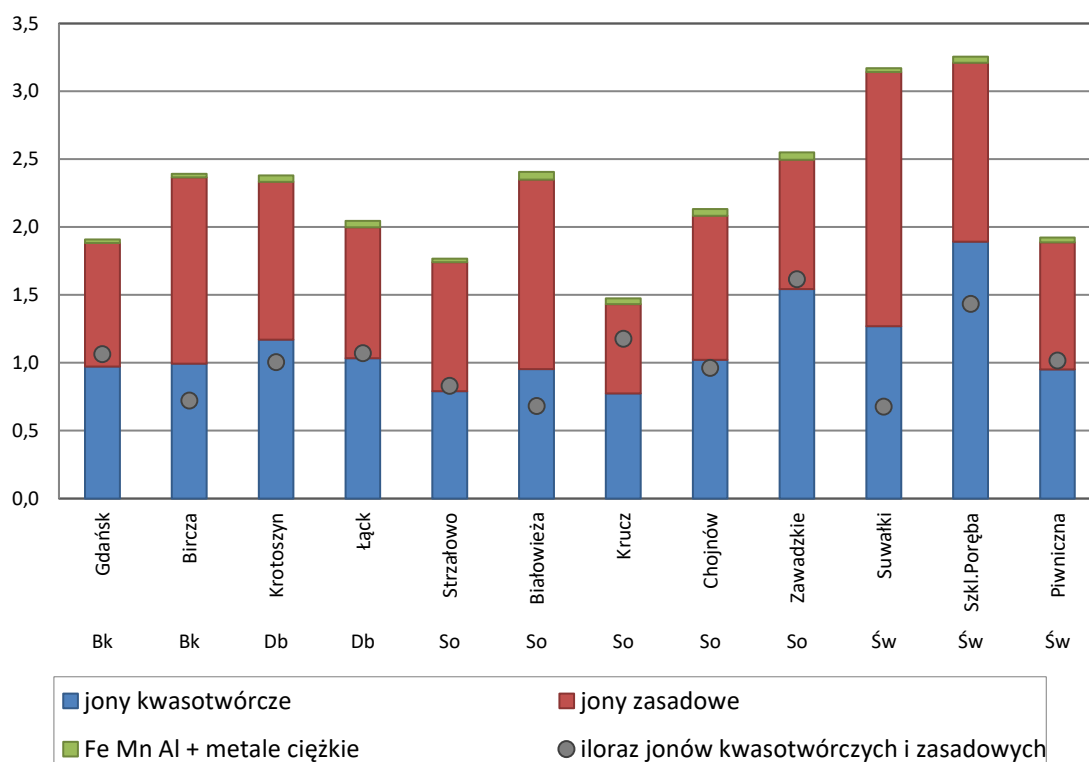
Opady podkoronowe z ujemnymi wartościami ANC występowały rzadziej (w 26% pobranych próbek), niż miało to miejsce w przypadku opadów na otwartej przestrzeni (w 74% pobranych próbek). Ujemne wartości ANC, związane z przewagą jonów wolnych kwasów, występowały przeważnie w okresie zimowym, co można przypisać zarówno wzmożonym emisjom zanieczyszczeń w związku z sezonem grzewczym, jak i zmniejszonej aktywności biologicznej drzew i mniejszej wymianie jonowej niż w okresie wegetacyjnym.

występuje nadmiar wolnych mocnych kwasów ( $\text{ANC} < 0$ ), czy zasad ( $\text{ANC} > 0$ ). Inaczej mówiąc ANC charakteryzuje zdolność wody do zobojeźniana kwasów. Wpływ okapu w różnych gatunkowo drzewostanach wyrażał się w podniesieniu wartości ANC średnio w roku w opadach podkoronowych, w stosunku do opadów docierających do koron. Na niemal wszystkich powierzchniach



Średnio rocznie dodatnią wartość ANC (przewagę wolnych zasad) w opadach podkoronowych odnotowano w obu drzewostanach dębowych: w Krotoszynie i Łącku (odpowiednio: 110 i 76,6  $\mu\text{eq dm}^{-3} \text{rok}^{-1}$ ) i bukowych: w Gdańsku i Birczy (35,9 i 94,8  $\mu\text{eq dm}^{-3} \text{rok}^{-1}$ ), w świerczynach: w Piwnicznej i Suwałkach (59,2 i 183  $\mu\text{eq dm}^{-3} \text{rok}^{-1}$ ) oraz w czterech z pięciu drzewostanów sosnowych: Białowieży, Strzałowie, Chojnowie i Kruczu (odpowiednio: 206, 89,4, 76,1 i 45,0  $\mu\text{eq dm}^{-3} \text{rok}^{-1}$ ). Przewagę jonów wolnych kwasów (ujemną wartość ANC) obserwowano w opadach w drzewostanie sosnowym na Śląsku w Zawadzkiem (-8,3  $\mu\text{eq dm}^{-3} \text{rok}^{-1}$ ) i w drzewostanie świerkowym w Sudetach w Szklarskiej Porębie (-3,7  $\mu\text{eq dm}^{-3} \text{rok}^{-1}$ ).

Ładunek jonów [ $\text{kmol}_c \cdot \text{ha}^{-1}$ ]



**Rycina 9.3.** Ładunek jonów [ $\text{kmol}_c \cdot \text{ha}^{-1}$ ] oraz stosunek depozytu jonów kwasotwórczych do zasadowych w opadach podkoronowych na SPO MI w 2020 roku.

Jony o zakwaszającym oddziaływaniu na środowisko ( $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Cl}^-$ ) stanowiły od 39% do 59% rocznego molowego depozytu (sumy azotu mineralnego, chlorków, siarczanów (VI), kationów zasadowych, żelaza, glinu, manganu i metali ciężkich, wyrażonej w  $\text{mol}_c \text{ha}^{-1}$ ). Najwyższy udział jonów o charakterze zakwaszającym (59%) stwierdzono, podobnie jak w poprzednich latach, w Zawadzkiem. Udział przekraczający połowę całkowitej depozycji podokapowej zarejestrowano w Szklarskiej Porębie (57%), Kruczu (52%) i Gdańsku (51%). W Strzałowie, Suwałkach, Białowieży i Birczy wynosił od 39 do 44% (ryc. 9.3).

Roczny depozyt podkoronowy był od 1,6 do 3,7 większy niż ten, który wpłynął z opadem na otwartej przestrzeni i mieścił się w zakresie od 35,0 kg ha<sup>-1</sup> (na powierzchni w Kruczu) do 78,5 kg ha<sup>-1</sup> (na powierzchni w Szklarskiej Porębie).

Przewagę jonów wolnych kwasów obserwowano w opadach w drzewostanie sosnowym na obszarze Śląska (Zawadzkie; ANC -8,3 μeq dm<sup>-3</sup> rok<sup>-1</sup>) i w świerczynie w Sudetach (Szklarska Poręba; ANC -3,7 μeq dm<sup>-3</sup> rok<sup>-1</sup>). Na pozostałych SPO MI odnotowano dodatnia wartość średniej rocznej ANC.

Dopływ azotu (N<sub>tot</sub>) do gleb pod okapem drzewostanów nie przekraczał 10 kg N ha<sup>-1</sup> w Gdańsku, Kruczu i Strzałowie. W pozostałych drzewostanach przyjmował wartości od 11-12 kg N ha<sup>-1</sup> (Bircza, Łąck, Chojnów, Białowieża, Piwniczna), poprzez 14–15 kg N ha<sup>-1</sup> (Krotoszyn, Suwałki), 17 kg N ha<sup>-1</sup> (Zawadzkie), po niemal 19 kg N ha<sup>-1</sup> (Szklarska Poręba). W puli azotu całkowitego (N<sub>tot</sub>) od 73% do 86% stanowiły formy mineralne (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> i N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>).

Po uwzględnieniu gazowych form azotu pobieranych przez rośliny z powietrza oraz azotu zawartego w opadach i sorbowanego w koronach drzew (wg modelu bilansu koronowego) oszacowano, że w 2020 r. całkowita depozycja mineralnych związków azotu mogła w Suwałkach przekroczyć 30 kg N ha<sup>-1</sup>, w Szklarskiej Porębie, Birczy i Krotoszynie wyniosła więcej niż 20 kg N ha<sup>-1</sup>, a jedynie w Kruczu spadła poniżej 10 kg N ha<sup>-1</sup>. Oznacza to, że na większości badanych powierzchni monitoringu intensywnego jest prawdopodobna nadmierna podaż azotu i związane z tym zagrożenie eutrofizacją.

## 9.2. Spływ po pniu w drzewostanach bukowych

Wody spływające po pniach drzew to frakcja wód opadowych badana w ramach programu monitoringu lasów jedynie w drzewostanach bukowych (powierzchnie w nadleśnictwach w Gdańsku i Birczy). Architektura koron buka w większym stopniu sprzyja odprowadzaniu opadu po pniach, niż u innych gatunków drzew. W buczynach spływ po pniu stanowi istotną formę transportu wody, substancji pokarmowych oraz zanieczyszczeń zawartych w opadach, modyfikując warunki glebowe w strefach wokół pni (Chang i Matzner 2000).

Pobór próbek odbywa się w okresie bezmrznoźnym. Szacuje się, że w okresie badań na powierzchni w Gdańsku ilość spływu po pniu przekroczyła 40 mm, a na powierzchni w Birczy – 42 mm. W próbkach miesięcznych spływ po pniu stanowił od 3 do 12% opadu bezpośredniego (na otwartej przestrzeni) w Gdańsku oraz od 4 do 11% w Birczy, co odpowiada wartościom przytaczanym w literaturze (Chang i Matzner 2000, Johnson i Lehmann 2006).

W składzie chemicznym spływu po pniu na powierzchni w Gdańsku zauważalny był wpływ aerozoli morskich. Spływ po pniu w Birczy charakteryzował się średnio w okresie badań wyższym pH i zasadowością w porównaniu z Gdańskiem. Na obu powierzchniach średnio rocznie pojemność zobojętniania kwasów (ANC) była większa niż w opadach podkoronowych i na otwartej przestrzeni.

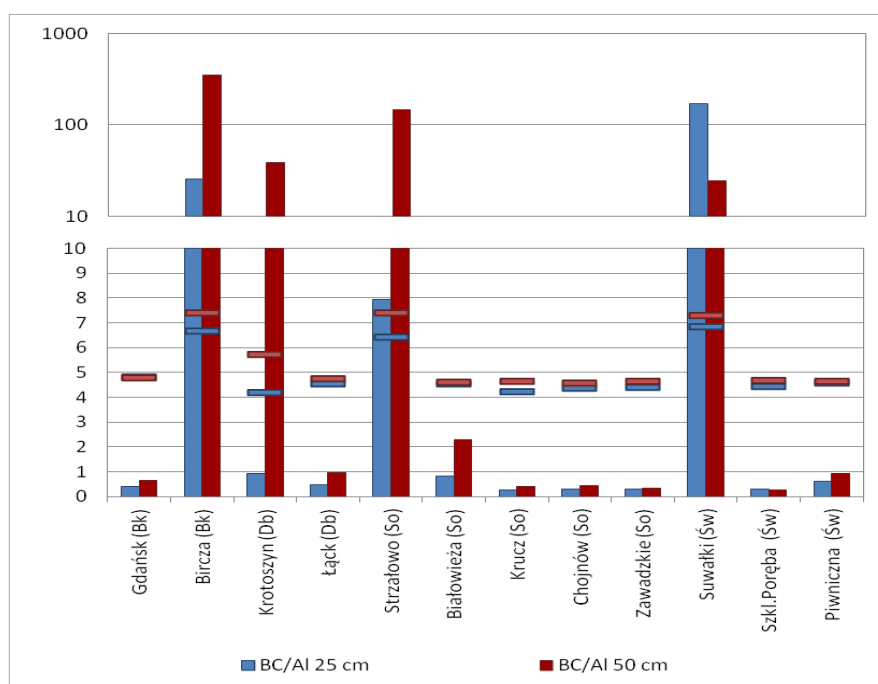
Depozyt składników wniesiony ze splywem po pniu wyniósł w okresie badań 5,9 kg ha<sup>-1</sup> w Gdańsku oraz 4,0 kg ha<sup>-1</sup> w Birczy, co stanowiło odpowiednio: 11% i 6% depozytu podkoronowego. Depozyt rozpuszczonego węgla organicznego wynosił około 20% depozycji podokapowej RWO.

## 10. ROZTWORY GLEBOWE – ANNA KOWALSKA

Roztwory glebowe stanowią drogę transportu składników odżywczych i substancji toksycznych między fazą stałą gleby a korzeniami roślin. Ich skład chemiczny jest więc źródłem informacji istotnych dla oceny wpływu zanieczyszczeń powietrza oraz innych czynników stresowych na ekosystemy leśne (Nieminen 2011).

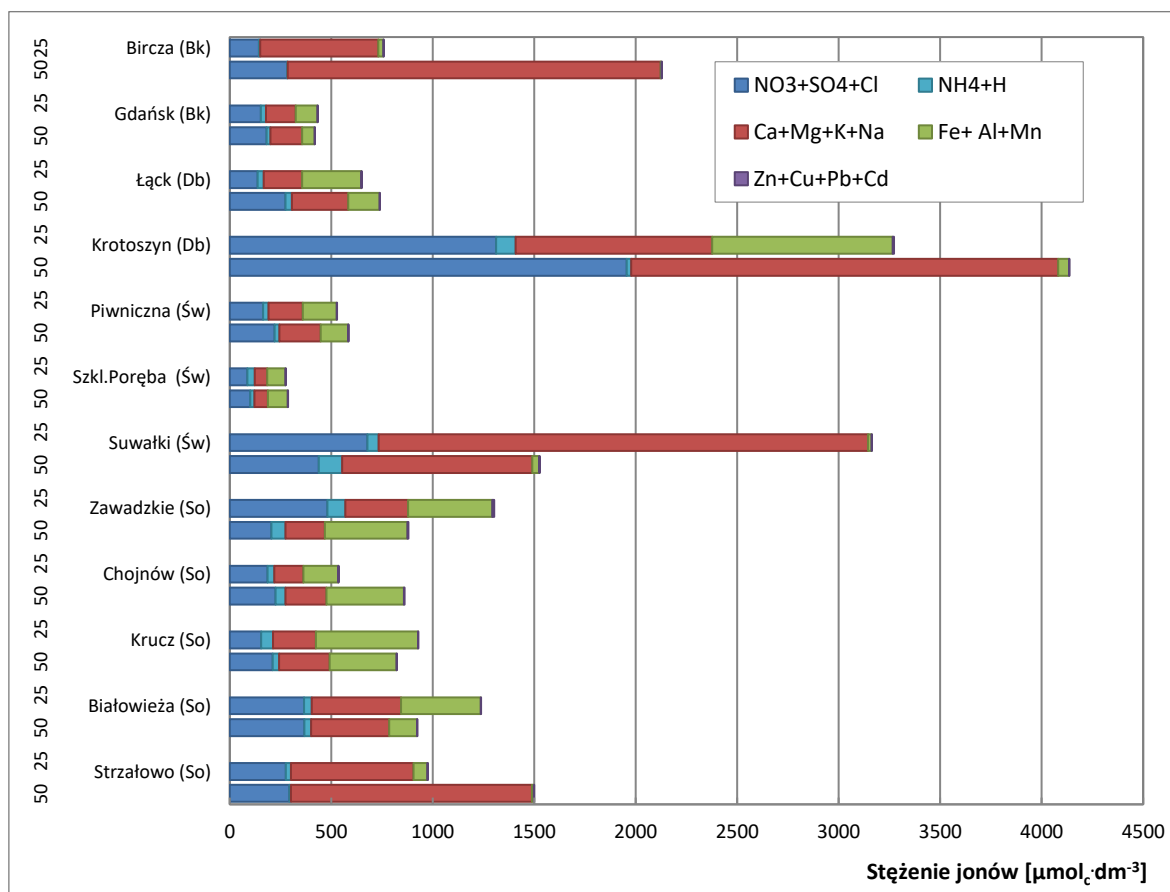
W 2020 roku wskutek niskich opadów na niektórych SPO MI (szczególnie na powierzchni w Krotoszynie) występowały miesiące, gdy woda glebowa nie była dostępna i nie było możliwe pobieranie wystarczających ilości próbek do badań. Najtrudniejsza sytuacja pod względem dostępności wody w drzewostanach występowała na powierzchniach w Białowieży, Gdańsku, Suwałkach i Strzałowie.

W 2020 roku średnie pH w badanych roztworach glebowych wynosiło od 4,1 do 7,4 na głębokości 25 cm oraz od 4,4 do 7,9 na głębokości 50 cm (ryc. 10.1). Zmiany większe niż  $\pm 0,2$  jednostki pH w porównaniu z rokiem poprzednim wystąpiły jedynie w kilku przypadkach (w Birczy, Suwałkach, Krotoszynie, w mniejszym stopniu w Zawadzkiem) i mogły być spowodowane niewystarczającą dostępnością wody glebowej.



**Rycina 10.1.** Stosunek molowy kationów zasadowych do glinu (BC/Al) w roztworach glebowych na SPO MI w 2020 r. Poziomymi kreskami zaznaczono średnią roczną wartość pH na głębokości 25 cm (kolor niebieski) i 50 cm (kolor czerwony).

Najbardziej kwaśne roztwory występowały w drzewostanach sosnowych w Zawadzkim, Kruczu, Chojnowie (pH od 4,2 do 4,5) i w Białowieży (pH od 4,5 do 4,7). W świerczynach w Szklarskiej Porębie i Piwnicznej, w drzewostanie dębowym w Łącku, bukowym w Gdańsku pH roztworów glebowych na obu głębokościach mieściło się w zakresie 4,4–4,7. W dąbrowie w Krotoszynie mimo że pH na głębokości 50 cm wynosiło 6,0, w płytszym poziomie było najniższe spośród badanych powierzchni i wynosiło tylko 4,1. W Strzałowie (sosna), Birczy (buk) i w Suwałkach (świerk) pH osiągało średnie wartości w zakresie 6,4 – 7,9. Z reguły w górnej części profilu glebowego występowało nieznaczne zakwaszenie roztworów w stosunku do głębszych poziomów. W dąbrowie w Krotoszynie, w buczynie w Birczy i w borze w Strzałowie różnica między pH na głębokości 25 i 50 cm wynosiła odpowiednio 1,9, 1,2 i 1,1 jednostki pH.



**Rycina 10.2.** Suma stężeń jonów [ $\mu\text{mol} \cdot \text{dm}^{-3}$ ] w roztworach glebowych na głębokości 25 i 50 cm (oznaczenie z lewej strony pionowej osi wykresu) na SPO MI w 2020 r.

W składzie roztworów glebowych znaczący udział miały kationy o charakterze zasadowym: Ca, Mg i K. W Birczy, Strzałowie oraz w Suwałkach stanowiły powyżej 60% sumy jonów na obu głębokościach (ryc. 10.2). Udział kationów o charakterze zasadowym w sumie jonów był niski (22–30%) na powierzchni świerkowej w Szklarskiej Porębie i w drzewostanach sosnowych w Chojnowie, Kruczu i Zawadzkim. W drzewostanie sosnowym

w Białowieży, w dąbrowie w Łącku, w buczynie w Gdańsku i świerczynie w Piwnicznej był nieco wyższy i wynosił od 29 do 42%.

Stosunek molowy jonów o charakterze zasadowym (Ca, Mg i K) do glinu stosowany jest jako wskaźnik stopnia zagrożenia gleby przez czynniki zakwaszające. Przyjmuje się, że przy wartościach  $(Ca+Mg+K)/Al \geq 1$  korzenie drzew są chronione przed skutkami zakwaszania gleb. Wskaźnik ten przyjął znacznie niższe od jedności wartości, mieszczące się w zakresie od 0,3 do 0,7 w roztworach glebowych na obu głębokościach w nadleśnictwach: Szklarska Poręba (świerk), Chojnów (sosna), Zawadzkie (sosna) i Krucz (sosna) (ryc. 10.1). W Piwnicznej (świerk) mieścił się w granicach 0,6–0,9. W Gdańsku (buk) i Łącku (dąb) wynosił odpowiednio: 0,4 i 0,5 na głębokości 25 cm i wzrastał do 0,7–1,0 w głębszym poziomie gleby. Na pozostałych powierzchniach (Strzałowo, Białowieża (sosna), Bircza (buk), Krotoszyn (dąb), Suwałki (świerk)) przekraczał, niekiedy znacznie, przyjętą wartość krytyczną, wskazując na brak zagrożenia korzeni ze strony toksycznych form glinu.

Obecność azotanów w roztworach glebowych z reguły stanowi wskaźnik tzw. wysycenia ekosystemu azotem, czyli sytuacji, gdy podaż azotu przekracza zapotrzebowanie roślin i mikroorganizmów (Aber i in. 1989, Gundersen i Rasmussen 1995, Kristensen i in. 2004). Zakładając, że woda zawarta w glebie na głębokości 50 cm znajduje się poza główną strefą wzrostu korzeni drzew i w sprzyjających warunkach hydrometeorologicznych opuszcza tę strefę wraz z rozpuszczonymi substancjami, przyjmuje się, że obecność mineralnych form azotu w roztworach glebowych na 50 cm głębokości może wskazywać na nadmierną dostawę azotu i ryzyko wymywania azotu z tych gleb.

W Białowieży jony  $NO_3^-$  występowały w roztworach glebowych na głębokości 50 cm w stężeniu od 0,2 do 1,4 mg N dm<sup>-3</sup> przez cały okres pobierania próbek. W Krotoszynie były obecne w stężeniu od 14 do 18 mg N dm<sup>-3</sup>, w Zawadzkim od kwietnia występowały w stężeniu 0,1 - 0,9 mg N dm<sup>-3</sup>. W Suwałkach obserwowano – z wyjątkiem maja – stężenie od 0,6 do 2,9 mg N dm<sup>-3</sup>.

W Suwałkach obecność azotanów można wiązać z uszkodzeniem drzewostanu i powolnym rozpadem, związanym z obecnością kornika i chorobami grzybowymi, w wyniku czego część powierzchni badawczej została pozbawiona drzew. Wykonywane są tam dalsze cięcia sanitarne, ostatnio zimą 2018/2019. W Krotoszynie w 2017 roku przeprowadzono cięcia sanitarne w drzewostanie, czego następstwem może być wzmożone uwalnianie N- $NO_3^-$  do roztworów glebowych, wskutek zwiększonej mineralizacji materii organicznej. Na powierzchni w Białowieży w ostatnich latach wystąpiły wiatrowały,

co może wskazywać na gorszą kondycję drzew, punktowe odsłonięcie gleby sprzyjające przyspieszonej mineralizacji i uwalnianiu azotanów do roztworów glebowych. Drugą potencjalną przyczyną osłabienia drzew jest obecność opieńki.

Obecność jonów amonowych w roztworach glebowych w Suwałkach (świerk) i Białowieży (sosna) może świadczyć zarówno o nadmiernym dopływie azotu z depozycją atmosferyczną, jak i o wysokim tempie mineralizacji materii organicznej, będącym następstwem np. odsłonięcia gleby wskutek obumarcia drzew lub przeprowadzonych cięć sanitarnych. Innym czynnikiem stymulującym pojawianie się  $\text{NH}_4^+$  w fazie wodnej gleby jest spowolnienie tempa nityfikacji (undersen i in. 1998) przy niskim pH gleby i szerokim stosunku węgla do azotu w warstwie organicznej, czyli w warunkach charakterystycznych dla gleb powierzchni w Zawadzkiem (sosna), gdzie  $\text{NH}_4^+$  również były obecne w roztworach glebowych w wykrywalnych ilościach.

Średnie pH w badanych roztworach glebowych wynosiło od 4,1 do 7,4 na głębokości 25 cm oraz od 4,4 do 7,9 na głębokości 50 cm. Najbardziej kwaśne roztwory (pH od 4,2 do 4,7) występowały w drzewostanach sosnowych w Kruczu, Chojnowie, Zawadzkiem i Białowieży.

Na powierzchniach w Birczy, Strzałowie i Suwałkach w składzie roztworów glebowych na obu głębokościach (25 i 50 cm) znaczący udział (powyżej 60% sumy jonów) miały kationy o charakterze zasadowym: Ca, Mg i K.

Na czterech powierzchniach (Szkłarska Poręba, Chojnów, Zawadzkie i Krucz) stosunek molowy jonów zasadowych (Ca, Mg i K) do glinu (BC/Al) w roztworach glebowych na obu głębokościach przyjmował znacznie niższe od jednościan wartości (od 0,3 do 0,7), co wskazuje na istnienie zagrożenia korzeni ze strony toksycznych form glinu. Na pięciu powierzchniach (Strzałowo, Białowieża, Bircza, Krotoszyn i Suwałki) przekraczał, niekiedy znacznie, przyjętą wartość krytyczną, wskazując na brak takiego zagrożenia.

W Białowieży, Krotoszynie, Zawadzkiem i Suwałkach odnotowano podwyższone stężenia azotanów (jonów  $\text{NO}_3^-$ ) w roztworach glebowych na głębokości 50 cm. W Białowieży, Suwałkach i Zawadzkiem w roztworach glebowych występowały jony amonowe ( $\text{NH}_4^+$ ).

## **11. ZMIANY STĘŻEŃ ZANIECZYSZCZEŃ GAZOWYCH, DEPOZYCJI ORAZ SKŁADU ROZTWORÓW GLEBOWYCH PO ROKU 2010 – ANNA KOWALSKA**

Na każdej z badanych SPO MI w ostatnich latach zanotowano spadek stężenia dwutlenku siarki, przy czym w Piwnicznej obserwowane trendy spadkowe były na granicy istotności. Największe spadki wystąpiły w rejonach górskich: w Szkłarskiej Porębie i Birczy oraz w Polsce centralnej: w Kruczu i Łącku. W rejonach o ogólnie niższym poziomie zanieczyszczeń gazowych (Polska północno-wschodnia): w Suwałkach, Strzałowie i

Białowieży spadek stężenia SO<sub>2</sub> nie był tak wyraźnie zaznaczony, mimo że testy wskazują na jego istotność.

Stężenia dwutlenku azotu w powietrzu w badanym okresie również wykazywały tendencje spadkowe na wszystkich badanych powierzchniach SPO MI, jednak trend nie był istotny w Suwałkach. Najślabiej zaznaczony istotny spadek stężeń NO<sub>2</sub> miał miejsce w Strzałowie i Białowieży (Polska północno-wschodnia), gdzie od lat stężenia dwutlenku azotu w powietrzu utrzymują się na niskim poziomie w porównaniu z pozostałymi SPO MI. Największy spadek stężenia NO<sub>2</sub> wystąpił w Chojnowie, gdzie obserwowane są najwyższe stężenia tego gazu spośród powierzchni monitoringu lasów. Duże spadki zarejestrowano również w Łącku, Piwnicznej i Zawadzkiem.

W latach 2010–2020 ani na otwartej przestrzeni, ani pod okapem nie występowały istotne trendy zmian wielkości opadów docierających na SPO MI, z wyjątkiem Szklarskiej Poręby i Krotoszyna, gdzie zaobserwowano spadek ilości opadów.

Na większości powierzchni, zarówno na otwartej przestrzeni, jak i pod okapem drzewostanów, pH opadów wykazywało istotny ( $p \leq 0,05$ ) trend rosnący, co można uznać za zjawisko pozytywne. Wyjątkiem była powierzchnia świerkowa w Piwnicznej, gdzie nie zaobserwowano trendu. Wzrostowi pH opadów towarzyszyło zmniejszanie się depozycji siarki S-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> w formie siarczanów (VI). Trend był nieistotny ( $p > 0,05$ ) jedynie pod okapem na SPO w buczynie w Birczy. Zmniejszające się zakwaszenie opadów i spadek depozycji związków siarki wiązał się z tendencją wzrostu zasadowości opadów w drzewostanach na licznych SPO MI, z wyjątkiem Białowieży, Strzałowa, Łącka i Piwnicznej.

Depozycja związków azotu w znacznie mniejszym stopniu niż S-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> podlegała trendom i trudno jest wskazać jednakowy kierunek zmian na terenie Polski. W okresie 2010-2020 trendy wzrostu depozycji N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> wykryto w Białowieży, zaś trendy spadkowe w Birczy, Łącku, Krotoszynie, Kruczu, Piwnicznej i Szklarskiej Porębie. Depozycja formy zredukowanej azotu (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) istotnie malała w Gdańsku, Birczy, Krotoszynie, Strzałowie, Kruczu, Suwałkach, Szklarskiej Porębie i Piwnicznej, natomiast rosła w Białowieży. Istotne trendy spadkowe N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> występowały częściej w opadach docierających do koron drzew, natomiast rzadziej obserwowano je w drzewostanach (Gdańsk, Krotoszyn, Suwałki). Azot jest składnikiem podlegającym wymianie w warstwie koron. Część azotu jest konsumowana w kontakcie z listowiem i trafia do ekosystemu drogą pośrednią, wbudowywana w biomase zanim dotrze z opadem do gleby.

Warunki w glebie w badanym okresie pozostawały na większości SPO stabilne; wszelkie zmiany wielkości depozycji na przestrzeni ostatnich lat w niewielkim stopniu

znajdowały odzwierciedlenie w zmianach składu chemicznego roztworów glebowych. W roztworach glebowych kwasowość zmniejszała się na obu głębokościach tylko w Szklarskiej Porębie (świerk), co można powiązać z istotnie malejącymi trendami depozycji związków siarki ( $S-SO_4^{2-}$ ) i azotu ( $N-NO_3^-$ ) oraz rosnącą zasadowością w opadach na tej powierzchni. Wskaźnik pH wykazywał trend rosnący również na głębokości 25 cm w Suwałkach (świerk) i 50 cm w Strzałowie (sosna), lecz obie te powierzchnie charakteryzują się stosunkowo żyznymi glebami o zazwyczaj niższej kwasowości roztworów glebowych niż na innych SPO. Zmiany pH w Piwnicznej (świerk) i Krotoszynie (dąb) były niewielkie, mimo że istotne.

Dzięki temu, że badania w Chojnowie (powierzchnia sosnowa) rozpoczęto wcześniej niż na pozostałych SPO MI, długość serii danych obejmującej lata 2004–2020 pozwoliła na wykrycie niewielkiego rosnącego trendu pH na obu głębokościach, zapewne związanego z malejącym stężeniem jonów siarczanowych (VI). Mimo to na przestrzeni kilkunastu lat spada udział kationów w stosunku do glinu w górnej warstwie gleby, trudno zatem jednoznacznie stwierdzić, że warunki glebowe na tej powierzchni ulegają poprawie.

Malejąca depozycja siarki docierającej z opadami ( $S-SO_4^{2-}$ ) rzadko powodowała istotne trendy spadkowe w stężeniu jonów siarczanowych w roztworach glebowych. Oprócz drzewostanu w Chojnowie, stężenia  $SO_4^{2-}$  w roztworach glebowych malały także w Szklarskiej Porębie (powierzchnia świerkowa). Na pozostałych powierzchniach na glebach kwaśnych i uboższych w składniki odżywcze nie zaobserwowano istotnych trendów zmian wskaźników świadczących o jakości gleby.

W Zawadzkiem na Śląsku (powierzchnia sosnowa), gdzie notowano w opadach rosnący trend pH i zasadowości przy malejącej depozycji związków siarki, w roztworach glebowych nie są obserwowane żadne trendy, które mogłyby świadczyć o poprawie sytuacji środowiska glebowego. Wręcz przeciwnie, stężenia glinu wykazują trend rosnący ( $p \leq 0,05$ ) na głębokości 50 cm, a stężenia wapnia – trend malejący na obu głębokościach gleby. Malejący udział kationów w stosunku do glinu wskazuje na pogarszanie się i tak niekorzystnych warunków wzrostu i rozwoju korzeni drzew. Podobnie trend rosnący stężeń glinu wystąpił w dąbrowie w Krotoszynie na głębokości 25 cm, gdzie występuje silne odgórne postępujące zakwaszenie profilu glebowego, a badania roztworów glebowych nie wskazują na poprawę warunków w płytszej warstwie gleby.



## 12. LITERATURA

- Aber J.D., Nadelhoffer K.J., Steudler P., Melillo J.M., (1989). Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *BioScience* 39: 378–386.
- Albert M., Hansen J., Nagel J., Schmidt M., Spellmann H., 2015: Assessing risks and uncertainties in forest dynamics under different management scenarios and climate change *Forest Ecosystems* 2:14, 2015. DOI 10.1186/s40663-015-0036-5
- Berman J.D., Ebisu K. Changes in U.S. air pollution during the COVID-19 pandemic. *Sci Total Environ.* (2020) Oct 15;739:139864. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.139864.
- Biuletyn Państwowej Służby Hydrologiczno-Meteorologicznej Rok 2020 Nr 13 (228) Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej Państwowy Instytut Badawczy ISSN 1730-6124.
- Bolte A., Mmmer Ch., Lof M., Madsen P., Nabuurs G-J., Schall P, Spathelf P., Rock J. 2009: Adaptive forest management in central europe: climate change impacts, strategies and integrative concept. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 2009; 24: 473482
- Chang S.-C. & Matzner E., (2000). The effect of beech stemflow on spatial patterns of soil solution chemistry and seepage fluxes in a mixed beech/oak stand. *Hydrological Processes*, 14, 135-144.
- Chapman, P. J., Clark, J. M., Reynolds, B & Adamson, J. K., (2008). The influence of organic acids in relation to acid deposition in controlling the acidity of soil and stream waters on a seasonal basis. *Environmental Pollution*, 152, 110-120.
- Directive on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. Dyrektywa Siedliskowa z 1 lipca 2013, wersja skonsolidowana dyrektywy 92/43/EEC z 21 maja 1992.
- Directive on the conservation of wild birds. Dyrektywa o ochronie dzikiego ptactwa 2009/147/EC z 30 listopada 2009, wersja skonsolidowana dyrektywy EWG 79/409/EWG z 2 kwietnia 1979.
- Gundersen, P., & Rasmussen, L. (1995). Nitrogen mobility in a nitrogen limited forest at Klosterhede, Denmark, examined by NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> addition. *Forest Ecology and Management*, 71, 75–88.
- Gundersen, P., Emmett, B. A., Kjønås, O. J., Koopmans, C. J., & Tietema, A. (1998). Impact of nitrogen deposition on nitrogen cycling in forests : a synthesis of NITREX data. *Forest Ecology and Management*, 101, 37–55.
- Johnson, M. S., & Lehmann, J. (2006). Double-funneling of trees: Stemflow and root-induced preferential flow. *Écoscience*, 13(3), 324–333.
- Klimat Polski 2020. Instytut Meteorologii I Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy. 2021 [dostęp 18 lutego 2021 r.].  
[https://imgw.pl/sites/default/files/flipbook/klimat\\_2020/imgw-pib\\_klimat\\_polski\\_2020.html#p=1](https://imgw.pl/sites/default/files/flipbook/klimat_2020/imgw-pib_klimat_polski_2020.html#p=1)
- Komatsu, H., Shinohara, Y., Kume, T., Otsuki, K., 2008. Relationship between annual rainfall and interception ratio for forests across Japan. *Journal of Hydrology* 256, 1189-1197.

- Kowalska A. & Janek M. (2009). Precipitation chemistry in a forested study area of the Chojnów Forest District in the years 2004-2007. *Journal of Water and Land Development*, 13a, 283-297.
- Krajowy bilans emisji SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, CO, NH<sub>3</sub>, NMLZO, pyłów, metali ciężkich i TZO za lata 1990-2018. Raport syntetyczny (2020), Ministerstwo Klimatu. Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy, Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami, Warszawa. [dostęp: 16 lutego 2021 r.] [https://www.kobize.pl/uploads/materialy/materialy\\_do\\_pobrania/krajowa\\_inwentaryzacja\\_emisji/Bilans\\_emisji\\_za\\_2018\\_v.2.pdf](https://www.kobize.pl/uploads/materialy/materialy_do_pobrania/krajowa_inwentaryzacja_emisji/Bilans_emisji_za_2018_v.2.pdf)
- Kristensen H. L., Gundersen P., Callesen I., Reinds G. J., (2004). Throughfall nitrogen deposition has different impacts on soil solution nitrate concentration in European coniferous and deciduous forests. *Ecosystems*, 7: 180–192
- Krochmal, D. & Kalina A. (1997a). Technical note. A method of nitrogen dioxide and sulphur dioxide determination in ambient air by use of passive samplers and ion chromatography. *Atmospheric Environment* 31(20): 3473–3479
- Krochmal, D. & Kalina, A. (1997b). Measurements of nitrogen dioxide and sulphur dioxide concentrations in urban and rural areas of Poland using a passive sampling method. *Environmental Pollution* 96(3): 401-7.
- Le Mellec A., Meesenburg H., Michalzik B., (2010). The importance of canopy-derived dissolved and particulate organic matter (DOM and POM) – comparing throughfall solution from broadleaved and coniferous forests. *Ann. For. Sci.*, 67: 411
- Liu, S., (1997). A new model for the prediction of rainfall interception in forest canopies. *Ecological Modelling* 99, 151–159.
- Liu, S., (2001). Evaluation of the Liu model for predicting rainfall interception in forests world-wide. *Hydrological Processes*, 15, 2341-2360. Kondo (2001) (Smax wg Komatsu et al., 2008).
- Natura 2000. Biuletyn o przyrodzie i różnorodności biologicznej. Dyrekcja Generalna ds. Środowiska Komisji Europejskiej. Numer 49. Grudzień 2020, ISSN 2443-776X.
- Neal, C., Reynolds, B. & Robson, A. J., (1999). Acid neutralising capacity measurements within natural waters: towards a standardised approach. *The Science of the Total Environment*, 243/244, 233-241.
- Nieminen, T., (2011). Soil Solution Collection and Analysis. Manual Part XI, 30 pp. In: Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. UNECE, ICP Forests, Hamburg. ISBN: 978-3-926301-03-1.
- Rihm, B. (1996). Critical Loads of Nitrogen and their Exceedances. Eutrophying Atmospheric Deposition. Report on mapping critical loads of nutrient nitrogen for Switzerland, produced within the work programme under the Convention on Long- Range Transboundary Air Pollution of the United Nations Economic Commission for Europe (UN/ECE). Federal Office of Environment, Forests and Landscape (FOEFL), Berne, pp. 74.
- Rocznik Statystyczny Rolnictwa 2019, Główny Urząd Statystyczny, Warszawa 2020

- Rocznik Statystyczny Województw 2020, Główny Urząd Statystyczny, Zakład Wydawnictw Statystycznych, Warszawa 2020 [dostęp: 16 lutego 2021]  
<https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/roczniki-statystyczne/roczniki-statystyczne/rocznik-statystyczny-wojewodztw-2020,4,15.html>
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 17 lutego 2010 r. w sprawie sporządzania projektu planu zadań ochronnych dla obszaru natura 2000. Dz. U. 2010 nr 34 poz. 186.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 30 marca 2010 r. w sprawie sporządzania projektu planu ochrony dla obszaru Natura 2000. Dz. U. 2010 nr 64 poz. 401.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 13 kwietnia 2010 r. w sprawie siedlisk przyrodniczych oraz gatunków będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty, a także kryteriów wyboru obszarów kwalifikujących się do uznania lub wyznaczenia jako obszary Natura 2000. Dz. U. 2010 nr 77, poz. 510.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 12 stycznia 2011 r. w sprawie obszarów specjalnej ochrony ptaków. Dz. U. 2011 nr 25, poz. 133.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 sierpnia 2012 r. w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu. Dziennik Ustaw z dn. 18 września 2012, poz. 1031.
- Schuldt B, Buras A, Arend M, Vitasse Y, Beierkuhnlein C, Damm A, Gharun M, Grams TEE, Hauck M, Hajek P, Hartmann H, Hilbrunner E, Hoch G, Holloway-Phillips M, Körner H, Larysch E, Lübke T, Nelson DB, Rammig A, Rigling A, Rose L, Ruehr NK, Schumann K, Weiser F, Werner Ch, Wohlgemuth T, Zang ChS, Kahmen A (2020) A first assessment of the impact of the extreme 2018 summer drought on Central European forests, *Basic and Applied Ecology* DOI:  
<https://doi.org/10.1016/j.baae.2020.04.003>
- Slootweg, J., Posch, M., Hettelingh, J.-P., & Mathijssen, L. (Eds.) (2014). *Modelling and Mapping impacts of atmospheric deposition on plant species diversity in Europe: CCE Status Report 2014*, Coordination Centre for Effects, [www.wge-cce.org](http://www.wge-cce.org)
- Thimonier, A., Schmitt, M., Waldner, P., & Rihm, B. (2005). *Atmospheric Deposition on Swiss Long-Term Forest Ecosystem Research (LWF) Plots. Environmental Monitoring and Assessment*, 104(1-3), 81–118.
- Ustawa o ochronie przyrody z dnia 16 kwietnia 2004 r. Dz. U. 2004 nr 92 poz. 880.
- Wang Q., Wu J., Lei T., He B., Wu Z, Liu M, Mo X., Geng G., Li X., Zhou H., Liu D., 2014. Temporal-spatial characteristics of severe drought events and their impact on agriculture on a global scale. *Quaternary International* 349, 10-21.